

Índice

Presentación	9
Prefacio	13

SECCIÓN 1 - MARCO CONCEPTUAL

Capítulo 01: VALUACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿VERDAD OBJETIVA O CUENTO DE LA BUENA PIPA? - E. Viglizzo, L. Carreño, J. Volante y M. Mosciaro	17
Capítulo 02: MARCOS CONCEPTUALES INTERDISCIPLINARIOS PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AMÉRICA LATINA - P. Balvanera, A. Castillo, E. Lazos Chavero, K. Caballero, et al.	39
Capítulo 03: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS EN CHILE: ESTADO DEL ARTE Y DESAFÍOS - A. Lara y R. Urrutia	69
Capítulo 04: VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: TEORÍA, MÉTODOS Y APLICACIONES - J. Penna, J. de Prada y E. Cristeche	85
Capítulo 05: VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO ¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO? - J. Paruelo	121

SECCIÓN 2 - FUNCIONAMIENTO DE ECOSISTEMAS Y VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS SERVICIOS

Capítulo 06: EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - J. Paruelo, D. Alcaraz - Segura y J. Volante	141
Capítulo 07: SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA - E. Jobbágy	163
Capítulo 08: RIQUEZA, OCUPACIÓN Y ROLES FUNCIONALES POTENCIALES DE LAS AVES EN RELACIÓN A LOS USOS DE LA TIERRA Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS: UN EJEMPLO EN LA ECORREGIÓN PAMPEANA - M. Zaccagnini, J. Thompson, J. Bernardos, N. Calamari, et al.	185
Capítulo 09: EFICIENCIA ENERGÉTICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - D. Ferraro	221
Capítulo 10: USO DE LA TIERRA, CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE Y EL FILTRADO DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES POR HUMEDALES Y VEGETACIÓN RIBEREÑA - M. Orúe, G. Booman y P. Laterra.....	237
Capítulo 11: ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y UNA PERSPECTIVA HIDROGEOMÓRFICA COMO MARCO PARA LA VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS BIENES Y SERVICIOS - P. Kandus, R. Quintana, P. Minotti, J. Oddi, et al.	265

SECCIÓN 3 - ASPECTOS LEGALES, ECONÓMICOS Y SOCIALES

Capítulo 12: PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES: ¿QUÉ SON Y CÓMO FUNCIONAN? - J. Gobbi 293

Capítulo 13: LOS DESAFÍOS DEL ORDENAMIENTO AMBIENTAL DEL TERRITORIO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA LEY DE BOSQUES NATIVOS - C. Quispe Merovich y M. Lottici 315

Capítulo 14: VARIABILIDAD INDIVIDUAL E INTERSECTORIAL EN LA VALORACIÓN SOCIAL DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DENTRO DEL DEPARTAMENTO DE ALMIRANTE BROWN, PROVINCIA DE CHACO - L. Dagnino, S. Kees, M. Vera, N. Murillo, et al. 333

Capítulo 15: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CUESTIÓN AMBIENTAL. REFLEXIONES A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS - M. Moricz, R. Cittadini, I. Barth y M. Barreda 349

SECCIÓN 4 - USO DE LA TIERRA, VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ORDENAMIENTO TERRITORIAL

Capítulo 16: ECOSER: UN PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LA INTEGRACIÓN CON SU VALOR SOCIAL - P. Laterra, F. Castellarini y E. Orúe 359

Capítulo 17: CAMBIO Y EFICIENCIA DE USO DEL TERRITORIO EN EL CHACO ARGENTINO: EL CONFLICTO ENTRE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN DISTINTAS ESCALAS - H. Grau, N. Gasparri y M. Gasparri 391

Capítulo 18: APLICACIÓN DE ANÁLISIS MULTICRITERIO-MULTIOBJETIVO COMO BASE DE UN SISTEMA ESPACIAL DE SOPORTE DE DECISIONES PARA LA PLANIFICACIÓN DEL USO SUSTENTABLE DEL TERRITORIO EN REGIONES FORESTALES. CASO DE ESTUDIO: LOS BOSQUES NATIVOS DE LA PROVINCIA DE SALTA - D. Somma, J. Volante, L. Lizárraga, M. Boasso, et al. 409

Capítulo 19: EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL. UN ESTUDIO DE CASO PARA EL PARTIDO DE BALCARCE BASADO SOBRE EL ANÁLISIS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - M. Barral y N. Maceira 443

SECCIÓN 5 - ESTUDIO DE CASOS

Capítulo 20: MANEJO AGRÍCOLA Y SECUESTRO DE CARBONO - C. Caride, J. Paruelo y G. Piñeiro 461

Capítulo 21: EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA ZONIFICACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO EN EL MACROSISTEMA IBERÁ: AMORTIGUACIÓN HÍDRICA - M. Achinelli, R. Perucca y H. Ligier 485

Capítulo 22: LOS PASTIZALES Y EL SERVICIO DE SOPORTE DE LA BIODIVERSIDAD: RESPUESTA DE LA RIQUEZA DE AVES TERRESTRES A LOS USOS DE LA TIERRA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES - M. Codesido y D. Bilenca 511

Capítulo 23: VALORACIÓN ECOLÓGICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL - J. Isacch, M. Escapa, E. Fanjul y O. Iribarne. 529

Capítulo 24: EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE ALTERNATIVAS DE ORDENAMIENTO

TERRITORIAL UTILIZANDO MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE EROSIÓN PARA UNA CUENCA REPRESENTATIVA DEL SUR DE CÓRDOBA - J. Cisneros, J. Grau, J. Antón, J. de Prada, et al... 553

Capítulo 25: VALORIZACIÓN ECONÓMICA DEL CARBONO SECUESTRADO EN EL DISTRITO DEL ÑANDUBAY, ENTRE RÍOS, COMO HERRAMIENTA PARA UN ORDENAMIENTO TERRITORIAL - G. Vicente, P. Engler y C. Jaubertie 581

Capítulo 26: SECUESTRO DE CARBONO Y FORESTACIÓN EN LA PATAGONIA ANDINA - P. Laclau 601

Capítulo 27: ENFOQUE EMERGÉTICO EN EL ANÁLISIS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LA PLANIFICACIÓN REGIONAL - G. Rótolo 627

SECCIÓN 6 - SÍNTESIS

Capítulo 28: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UN MARCO CONCEPTUAL EN CONSTRUCCIÓN. ASPECTOS CONCEPTUALES Y OPERATIVOS - A. Altesor, M. Barral, G. Booman, L. Carreño, et al. 645

Capítulo 29: COMPLEJIDAD DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESTRATEGIAS PARA ABORDARLA - S. Verón, E. Jobbágy, I. Gasparri, P. Kandus, et al. 659

Capítulo 30: APROXIMACIONES Y HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS - D. Ferraro, G. Piñeiro, P. Laterra, A. Nogués, et al. 673

Capítulo 31: DESDE LA DISCUSIÓN CONCEPTUAL Y METODOLÓGICA A LA ACCIÓN. EL USO DEL CONCEPTO DE SE EN EL PROCESO DE TOMA DE DECISIONES - J. Paruelo, L. Herrera, M. Moricz, R. Urrutia, et al. 689

ÍNDICE DE AUTORES Y FILIACIONES 707

FIGURAS E IMÁGENES A COLOR 721

PRESENTACIÓN

En el territorio argentino y latinoamericano, muchos ecosistemas que hasta hace apenas un par de décadas permanecían bajo vegetación natural y eran destinados a usos ganaderos y forestales muy extensivos, e incluso en algunos casos considerados como “áreas de desperdicio”, están cediendo espacio para el avance de la frontera agropecuaria a tasas sin precedentes. El mejoramiento genético, la biotecnología, el control químico de plagas, los sistemas de labranza, irrigación y drenaje han progresado de forma notable y permiten responder rápidamente a las demandas del mercado internacional por alimentos y fibras, así como de su nuevo competidor, los biocombustibles.

La información sobre la distribución y las técnicas de explotación de los recursos naturales ha sido un motor fundamental para el desarrollo de las naciones, y las instituciones gubernamentales de investigación y transferencia han cumplido y cumplen un rol fundamental en el acceso público a ese conocimiento. Pero el aumento de la capacidad productiva basado sobre ese conocimiento no es suficiente para lograr un desarrollo ambiental, económico y socialmente sustentable si no es confrontado con conocimientos e información, también de acceso público, acerca de sus costos ambientales, económicos y sociales.

En ausencia de conocimientos y políticas adecuadas, las últimas décadas no sólo han dado lugar a pérdidas severas en la capacidad de los ecosistemas para sostener la productividad de los suelos, proveer agua limpia, controlar los caudales de ríos e inundaciones, o para regular la composición de la atmósfera y el clima (entre otros beneficios); también han dado lugar a una asimetría marcada en la forma en que el perjuicio de esas pérdidas se distribuye entre distintos sectores geográficos y económicos de la sociedad. El progresivo reconocimiento científico y el mayor nivel de conciencia sobre los múltiples beneficios, tanto tangibles como intangibles, que brindan los ecosistemas ha vuelto inadmisibles el reemplazo indiscriminado de bosques, pastizales y humedales remanentes para su aprovechamiento agrícola, forestal, pecuario, minero o inmobiliario sin una adecuada evaluación de los efectos colaterales o externalidades que los acompañan.

Este libro aborda los beneficios o servicios provistos por los ecosistemas a la sociedad desde perspectivas múltiples, entre las cuales se incluyen su percepción humana, el análisis de sus dimensiones ecológicas, económicas, sociales y legales, su cuantificación y su optimización. Todos estos abordajes comparten como fin último el de proveer a la sociedad elementos que ayuden en la búsqueda de usos de la tierra más virtuosos y justos para el presente y para las generaciones futuras, por lo que esperamos que resulte de interés para los distintos observadores y actores que intervienen en los procesos de planificación y gestión del uso del territorio rural. La evaluación de los servicios ecosistémicos no está reservada a un único enfoque, no es tarea para una disciplina particular, ni está restringida al interés de un sector de la sociedad. El presente libro integra las contribuciones de 101 autores, volcadas en 31 capítulos, buscando representar la multiplicidad de intereses, enfoques, y abordajes relacionados a la evaluación de los servicios ecosistémicos.

Se puede apreciar claramente que no todas las dimensiones de los servicios ecosistémicos y su análisis y evaluación se encuentran de igual manera representadas aquí, ni todos aquellos que han contribuido a su estudio en nuestro país han podido ser incluidos como autores. Sin embargo, creemos que este libro ofrece un panorama bastante amplio, crítico y actualizado del tema en Argentina como para facilitar la selección y la aplicación de las herramientas disponibles

en la actualidad, orientar futuras líneas de investigación, e identificar algunos de los principales impulsores de la evaluación de servicios de los ecosistemas en Argentina y también en Chile y México.

Este libro surge como producto del Taller “Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial”, auspiciado por INTA, IAI y ANPCY. Este Taller tuvo lugar en Buenos Aires del 5 al 7 de noviembre de 2009 y sus objetivos fueron: a) analizar los enfoques y las herramientas disponibles para la valoración de los servicios ecosistémicos, acordar cuáles se articulan más efectivamente al ordenamiento territorial y reconocer qué problemas necesitan ser comprendidos con mayor profundidad, b) identificar patrones y trayectorias de los servicios ecosistémicos en las distintas ecorregiones de nuestro país y destacar situaciones de riesgo ambiental, c) revisar el estado de la investigación sobre servicios ecosistémicos en Argentina, valorar la experiencia de otros países de Latinoamérica y del resto del mundo y proponer caminos para mejorar su calidad, su capacidad y su respuesta a las necesidades de la sociedad. Este libro refleja hasta qué punto se han logrado esos objetivos.

Por otra parte, y al reconocer un abanico amplio de intereses y experiencias entre los futuros lectores de este libro, los distintos autores han preparado cada capítulo para que puedan ser abordados en forma independiente. No obstante, a fin de facilitar una lectura comprensiva, hemos organizado esos capítulos dentro de seis grandes secciones. En la Sección I (capítulos 1 a 5) se presentan las bases conceptuales de la evaluación de los servicios ecosistémicos desde puntos de vista diferentes, aunque en gran medida complementarios. En la Sección II (capítulos 6 a 11) se desarrolla en profundidad la valoración biofísica o funcional de distintos tipos de servicios. La Sección III (capítulos 12 a 15) refleja aspectos legales, económicos y sociales de los servicios ecosistémicos. La Sección IV (capítulos 16 a 19) presenta la aplicación de distintos métodos orientados a la evaluación de conjuntos amplios de servicios ecosistémicos en el contexto del ordenamiento del territorio rural. La Sección V (capítulos 20 a 27) incluye una amplia gama de casos de evaluación en la que se valoran servicios ecosistémicos y/o ecosistemas particulares. Por último, la Sección VI (capítulos 28 a 31) introduce el producto de las discusiones entre los autores de los capítulos previos junto a otros participantes del taller y se orienta en torno a cuatro ejes de integración y síntesis de las perspectivas desarrolladas en las secciones previas. Estos ejes incluyen la definición y justificación del concepto de servicios ecosistémicos, sus múltiples dimensiones, los métodos para abordarlos y las acciones que el sistema de ciencia y tecnología puede emprender para acercar su uso a la sociedad.

Las páginas que siguen existen gracias a muchas instituciones y personas. El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Inter-American Institute for Global Change Research (IAI, a través de su proyecto CRN 2031) y la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (ANPCyT) financiaron la realización del taller que dio origen a este libro, y el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca financió la publicación del mismo. El apoyo de la Universidad Nacional de Mar del Plata, la Universidad Nacional de San Luis, la Universidad de Buenos Aires, el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y el INTA a las líneas de investigación de los editores ha permitido que las mismas confluyan en esta iniciativa. Al entusiasmo, esfuerzo y paciencia de los autores de este libro volcadas en los capítulos que siguen debemos sumar la de otros participantes del Taller por su compromiso con el desarrollo de este área del conocimiento.

Por último, agradecemos muy particularmente a los revisores pares que posibilitaron mejorar la calidad de los distintos capítulos que integran este libro, cuyo listado se detalla más adelante, a Pablo Roset y Alejo Paglilla como responsables de la revisión y edición de estilo y edición gráfica, y a Laura Amdan, Natalia Murillo, Gisel Booman y Marisa Puente por su colaboración en la organización del Taller.

P.L., E.J. y J.P., 14-9-2010

PREFACIO

El Ordenamiento Territorial forma parte de la política de Estado sobre el desarrollo sustentable. Su definición es un proceso esencialmente político ya que requiere la toma de decisiones concertadas entre diferentes actores: políticos, sociales, económicos, científicos y técnicos. Sin embargo la eficacia y eficiencia del proceso aumenta cuando se apoya en una adecuada descripción de la estructura del paisaje a intervenir y en una sólida evaluación de las consecuencias de la transformación sobre el ambiente, la economía, la sociedad y los valores culturales.

El Ordenamiento Territorial es también un proceso técnico-administrativo porque orienta la regulación y promoción de la localización y desarrollo de los asentamientos humanos y las actividades económicas y sociales. La calidad institucional y la capacidad para la definición, ejecución y control de gestión de las políticas públicas y sus impactos territoriales en los tres niveles, nación, provincia y municipio son insoslayables.

Para ello es imprescindible una adecuada evaluación de las capacidades y fortalezas, así como también de las debilidades de los diferentes actores públicos y privados del sistema, en las distintas regiones y cadenas de valor. Es necesario evaluar en qué medida el país cuenta con los marcos conceptuales, técnicas y conocimientos para encarar esta tarea.

Todo proyecto dirigido a ordenar el territorio debe comenzar por considerar las actividades primarias. Una razón de peso para ello es que, a diferencia de muchas actividades industriales y de servicios, las producciones primarias tienen un rango limitado de localizaciones posibles. Dichas producciones y el consecuente cambio en el uso del suelo, están orientadas a la obtención de bienes que en buena medida se distribuyen, comercializan y consumen en un mercado global. Esta dinámica genera una serie de efectos económicos y sociales, que impactan sobre los distintos grupos de acuerdo a las restricciones impuestas por la estructura productiva y las políticas local, regional y nacional. Simultáneamente dichas transformaciones generan efectos a veces negativos, sobre la provisión de bienes y servicios ecosistémicos a escala local (provisión de agua), regional (regulación de inundaciones) o global (producción de gases con efecto invernadero). Dichos efectos se reparten de manera diferencial entre los distintos actores sociales, de acuerdo a relaciones de poder, restricciones políticas, legales o institucionales.

La presente publicación reúne un conjunto de trabajos sobre la valoración de los bienes y servicios ecosistémicos vinculados con la expansión e intensificación de la producción agrícola en la Argentina y su relación con el ordenamiento del territorio. Es producto de investigaciones y reflexiones que científicos y técnicos de varias instituciones nacionales han desarrollado a lo largo de los años.

Los bienes y servicios ecosistémicos satisfacen las necesidades humanas y generan bienestar, incidiendo directamente sobre la calidad de vida de las poblaciones locales. La producción de alimentos, más allá de su nivel de eficiencia, es uno de los principales servicios que prestan los ecosistemas, posibilitando a todos los ciudadanos el acceso a alimentos inocuos y nutritivos que satisfagan las necesidades diarias alimentarias que le permitan llevar una vida sana y activa. Pero también se deberán asegurar otros servicios ecosistémicos, tales como de regulación climática, de provisión de agua, recreativos, de preservación de valores culturales. Ellos son de fundamental importancia para lograr una adecuada calidad del vida de toda la población. Reducir la pobreza,

promover la inclusión social y asegurar una ciudadanía plena requiere velar por el acceso universal no sólo a los alimentos sino también a los beneficios que derivan de los servicios ecosistémicos.

En este marco es central el papel que juega el sistema de Ciencia y Tecnología a la hora de identificar, caracterizar y comprender las relaciones sociales, económicas y culturales entre la actividad agropecuaria y su ambiente. Generar metodologías e información que permita cuantificar los bienes y servicios ecosistémicos es de fundamental importancia para ordenar el territorio rural y alcanzar un desarrollo equilibrado, integrado, sustentable y socialmente justo. Desde el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca nos sentimos particularmente satisfechos de poder apoyar estas iniciativas.

Dr. Ing. Agr. Lorenzo R. Basso

Secretario de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación

Capítulo 1

VALUACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿VERDAD OBJETIVA O CUENTO DE LA BUENA PIPA?

Ernesto F. Viglizzo^{1,2}, Lorena V. Carreño³, José Volante⁴ y María J. Mosciaro⁴

¹INTA, Centro Regional La Pampa, Área de Gestión Ambiental. Av. Spinetto 785, C.C. 302, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. ²CONICET. Av. Spinetto 785, CC 302, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Email Viglizzo: evigliz@cpenet.com.ar. ³INTA, EEA Guillermo Covas, Ruta Nacional 5, km 580, CC 11, (6326) Anguil, La Pampa, Argentina. ⁴INTA. EEA Salta, Laboratorio de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nacional 68, km 172, Cerrillos, Salta, Argentina.

Resumen. Por lo general, la economía clásica computa en sus cuentas los bienes y servicios naturales que tienen un valor tangible de mercado (e.g., alimentos, materias primas, agua, energía). Sin embargo, la pérdida de un activo ambiental impone un costo que la sociedad no percibe fácilmente cuando el mismo es intangible. Por razones prácticas (i.e., diseño de políticas, toma de decisiones, pago por activos ecológicos), en los últimos años se han multiplicado los esfuerzos dirigidos a valorar los bienes y servicios intangibles de la naturaleza. Los enfoques económicos tienden a enfatizar su valor de uso, y se idearon procedimientos relativamente subjetivos tales como la “predisposición a pagar”, “el valor contingente”, “el valor de reemplazo”, “el costo evitado”, “el costo de viaje” o el “precio hedónico”. Los ecólogos tienden a criticar esta concepción y a enfatizar su valor de no-uso, o sea, el valor intrínseco que tienen los bienes y servicios intangibles. La objetividad del escrutinio científico parece ser el elemento que puede ordenar el debate, orientar valores de mercado y dar fundamento a las políticas y programas de conservación. La tesis que desarrollamos en esta contribución sostiene que la incorporación de atributos biofísicos al análisis es un camino posible para mejorar la objetividad de las estimaciones. De manera exploratoria, se propone un “método funcional” de valuación basado en la identificación de atributos físicos y biológicos (e.g., productividad primaria y su variabilidad temporal, cuerpos de agua, áreas anegables, pendientes, temperaturas medias, altura sobre el nivel del mar, etc.) que pueden ser asociados, directa o indirectamente, a la provisión de servicios ecosistémicos. Como no vamos a poder ignorar la influencia del mercado, la opción es intentar minimizar sus fallas mediante valoraciones correctivas que, a partir de una base biofísica, racionalicen el proceso de valuación puramente monetario.

EL VALOR DE LA NATURALEZA

¿Cuánto vale la naturaleza? No lo sabemos, pero de lo que estamos seguros es de que esta pregunta es relevante y no tiene una respuesta simple y definitiva. Desde que Eugene P. Odum dejó planteado el interrogante a comienzos de la década de 1970 (Odum 1974), mucha tinta ha corrido y mucho tiempo se ha invertido en responderlo. La verdad objetiva se muestra esquiva aún al escrutinio científico. ¿Estando, quizás, cautivos del cuento de la buena pipa, en el cual una serie interminable de preguntas tramposas y respuestas ingenuas nunca llevan a ninguna parte?

Sin embargo, existe un progreso insoslayable: la valoración de la naturaleza a través de su capacidad para producir bienes y servicios ecosistémicos es una estratagema hábil introducida por los ecólogos para llamar la atención de los economistas ortodoxos. Esta aproximación también favorece a los economistas para discutir los enfoques de la economía ortodoxa con los ecólogos. Estos últimos, en sus cuentas, sólo computan los activos naturales que tienen un valor tangible de mercado, pero ignoran a los intangibles. La Economía Ecológica se ocupa de recordarles que un activo ambiental perdido es un costo cierto que sufre la sociedad, aunque no se lo reconozca como tal porque el humano no logra percibirlo con facilidad. La consecuencia inevitable es que los intangibles ambientales, al ser propiedad de todos y no ser de nadie, están expuestos a una expropiación irreversible. Este sentido de la propiedad individual no necesariamente se extrapola en forma lineal a comunidades tradicionales en las cuales el concepto de propiedad tiene una connotación comunitaria.

Eso constituye claramente una falla del mercado en su visión ortodoxa, ya que no les reconoce valor. La economía ortodoxa responde entonces a la ecológica con una demanda concreta: denme un método para valorarlos y yo lo incorporo en mis cuentas. La notoria debilidad de los métodos y técnicas de la Economía Ecológica limitan avances concretos. Lo cierto es que nadie sabe hoy, a ciencia cierta, cómo termina el cuento de la buena pipa. Lo positivo de esto es que el diálogo entre las dos disciplinas se ha iniciado y la cooperación potenciado.

La noción de bien y servicio ecosistémico es un paso concreto que, al menos, nos permite entender mejor (y hacer entender) de qué manera los activos naturales afectan la calidad de la vida en la Tierra (Daily 1997, 2000, Folke 2006). Debido a demandas puramente prácticas (diseño de políticas, toma de decisiones, pago por activos ecológicos), en los últimos años se han multiplicado los esfuerzos dirigidos a estimar el valor de los bienes y servicios naturales, los cuales procuran ofrecer una medida de la capacidad de los ecosistemas para satisfacer necesidades esenciales a la vida. No podemos caer, entonces, en el simplismo de afirmar que estamos en un punto cero. En general, la visión económica neoclásica acredita algunos progresos embrionarios, pero significativos, en la valuación de los bienes y servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997). Sin embargo, esta visión está aferrada a una concepción antropocéntrica de la naturaleza: un bien natural vale en la medida que sirva al Hombre. Es un valor de uso o un bien de cambio. Otras visiones menos utilitaristas sostienen que aunque no sirva al Hombre, el activo natural igualmente vale. Esto significa en la práctica reconocer un valor de no uso, visión que aún predomina en algunas comunidades tradicionales y pueblos originarios.

Dentro de la corriente neoclásica de valoración de la naturaleza se popularizaron procedimientos tales como la “predisposición social a remunerar un servicio”, “el valor contingente”, “el valor de reemplazo”, “el costo evitado”, “el costo de viaje” o el “precio hedónico” (Cristeche y Penna

2008). Estos valores representan con claridad y de manera arbitraria un valor de utilidad o de uso, que deja de lado el valor no económico intrínseco del bien o servicio evaluado (Viglizzo y Frank 2006, Penna y Cristeche 2008). Una consecuencia inevitable de la valuación puramente económica es que un bioma determinado (e.g., un bosque, un humedal, un pastizal) pueden tener distinto valor en distintas comunidades humanas. Es evidente que una comunidad rica, educada, con alto nivel de vida, va a estar mejor predispuesta a pagar por un bien o servicio intangible que una comunidad pobre que se encuentra en los límites de la supervivencia.

En la práctica, la valuación de los servicios ecosistémicos conlleva al menos dos dificultades: por un lado, la identificación y agregación de preferencias de distintos individuos (Daily et al. 2000) y, por el otro, la incertidumbre propia de la dinámica de los ecosistemas que resulta ser compleja y multicausal (Carpenter y Folke 2006).

LOS DILEMAS DE LA VALUACIÓN

Una vez reconocida la necesidad de superar las restricciones que impone la visión utilitarista de los humanos, surgieron enfoques de valuación alternativa, como el esquema de valoración energética propuesto por Odum y Odum (2000), o aquellos basados en aspectos biológicos y/o sociales (Kremen y Ostfeld 2005). Como no existe todavía consenso en la comunidad científica acerca de los enfoques y metodologías más apropiados para evaluar la naturaleza, han surgido programas y proyectos de valuación que difieren sustancialmente unos de otros.

La disparidad de enfoques y de procedimientos se manifiesta con claridad en los programas de pago por servicios ecosistémicos, vigentes en distintos lugares del planeta. Las grandes diferencias en el valor o precio pagado por tales servicios simplemente reflejan: una falla en la aplicación de conceptos ecológicos básicos, una brecha de magnitud en las condiciones socioeconómicas e institucionales de las comunidades que lo aplican, un error en las estimaciones o en el diseño del plan, el valor relativo que distintas comunidades asignan al bien o servicio, o simplemente una adecuación poco racional del valor a las presiones políticas que se ejercen (Wunder et al. 2008).

Teniendo en cuenta la creciente necesidad de remover subjetividades, se está generando una demanda creciente de enfoques y métodos basados en datos biofísicos objetivos. De esta manera se procura lograr estimaciones confiables y creíbles que reflejen el valor funcional de los ecosistemas, más allá de una percepción ocasional u oportunista de utilidad económica. Sin duda, una valuación objetiva puede ayudar a orientar el valor de los mercados y a dar fundamento científico a los incentivos financieros que se asignen a los programas de conservación.

La búsqueda de la objetividad biofísica genera dilemas. Parte de la literatura (e.g., de Groot et al. 2002) tiende a considerar a los bienes y a los servicios como dos cosas inseparables. Pero existen autores que distinguen bien de servicio (Costanza et al. 1997). En general, estos últimos asimilan el “bien” a un stock de capital natural, y el “servicio” a un flujo que se genera a partir de ese stock. Es una visión equivalente a lo que los economistas denominan capital y renta del capital. El capital invertido (en un banco o una empresa) es un stock, y la renta que ese capital genera (interés bancario o utilidad empresarial) conforma un servicio. Lo cierto es que no es posible generar un servicio sin la existencia previa de un stock. Se necesita un stock de biomasa boscosa para generar

un servicio de captura de carbono, una regulación de gases o una regulación del clima. Se requiere un stock de minerales en suelo y biomasa para disparar un ciclado de nutrientes en el ecosistema. Se requiere un stock de agua en un humedal para descontaminar y proveer flujos de agua pura.

Ante la disyuntiva de pagar por ellos, ¿debemos remunerar los stocks (bienes) o los flujos (servicios) naturales? Las tierras del Amazonas ¿deben ser remuneradas por la captura de carbono atmosférico que allí tiene lugar, o por mantener inmovilizado un stock de carbono y evitar su liberación a la atmósfera? Los países que tienen áreas boscosas importantes sostienen que esas tierras serían más rentables al producir granos o carne que al acumular carbono. Por lo tanto, si esos bosques son los “pulmones” activos del planeta, la comunidad internacional debería retribuirle por este servicio un monto equivalente al que dejan de ganar por no convertir esos biomas en tierras agrícolas o ganaderas. Este derecho ¿es genuino, o es simplemente una extorsión ecológica? Resulta difícil responderlo, pero es previsible que al deforestar una hectárea de bosque para producir grano o carne generemos una renta o servicio económico y, a la par, un dis-servicio ecológico o ambiental.

EN BUSCA DE LA OBJETIVIDAD AMBIENTAL

Si aceptamos que la búsqueda de una mayor objetividad ambiental pasa más por el manejo de información biofísica que por los erráticos números de la economía, es necesario fundamentar esta postura. Los servicios ecosistémicos son resultado de las funciones ecológicas, funciones que responden a la existencia de activos naturales (“stocks”) existentes en los ecosistemas.

No existe vida donde no hay servicios ecosistémicos. A riesgo de ser simplistas, podemos afirmar que sólo hay servicios ecosistémicos donde hay carbono orgánico y agua. Importantes funciones ecológicas aparecen vinculadas a estos dos componentes. Los bosques, por ejemplo, en relación a la biomasa acumulada, cumplen funciones ecológicas y proveen servicios intangibles que son esenciales, como la protección del suelo, la regulación del clima local, la atenuación de disturbios (como las inundaciones), la regulación de gases atmosféricos (captura de carbono) o la provisión de refugio a la biodiversidad (MA 2007, Nepstad et al. 2008, Laurance 2008). Los pastizales, igualmente, capturan y retienen carbono (Paruelo et al. 2004), y proveen un hábitat para la flora y la fauna (Pyke et al. 2002). Los humedales y las áreas ribereñas, a través de sus cuerpos de agua y áreas “buffer” de inundación, regulan flujos, purifican y proveen agua, aportan un hábitat para la biodiversidad, y reciclan nutrientes (Pattanayak 2004, MA 2005, Verhoeven et al. 2006).

Estas nociones son la base de las evaluaciones biofísicas, que apuntan a valorar bienes y servicios a través de parámetros medibles. La productividad primaria neta (PPN), estimable a partir de sensores remotos, es una medida objetiva de la biomasa generada por unidad de tiempo en un bioma terrestre dado (un bosque, un pastizal), y es un indicador relativamente fiable (aunque indirecto) de un conjunto de servicios ecosistémicos asociados a la producción de biomasa. La existencia y tamaño de los cuerpos de agua, también estimables mediante sensores remotos, son indicadores indirectos de varios servicios ecosistémicos en biomas y ecosistemas terrestres, como los humedales, cuyo funcionamiento es modulado por la existencia de stocks y flujos de agua. Sin embargo, las cosas no son tan sencillas como pueden parecer. La estimación de la PPN y su variabilidad en el tiempo en un ecosistema dado es una práctica relativamente común. Pero no es tan común ni sencillo detectar la presencia de cuerpos de agua y áreas de derrame o inundación

en ecosistemas terrestres. A menudo existen humedales cubiertos por vegetación herbácea (como ocurre en el Iberá o en algunos mallines patagónicos) que dificulta la valoración de servicios ecosistémicos asociados a stocks y flujos de agua. Con frecuencia existen planicies de inundación esporádica que cumplen una función de regulación importante, y que no son detectables con facilidad. Por lo tanto, siempre en términos relativos, mientras la valoración del PPN nos genera certeza, la valoración de atributos vinculados al agua es causa de incertidumbre.

Quizás el intento más difundido de utilizar un indicador biofísico para valuar servicios ecosistémicos sea, como mencionamos antes, el análisis energético propuesto por Odum (1988, 1996). La valuación energética, descrita por Odum y Odum (2000), es una propuesta basada en utilizar un común denominador (la energía solar) como elemento básico de cálculo a partir del cual se estiman las transformaciones de esa base energética antes de convertirse (“transformidad”) en un bien o servicio natural esencial para la vida. Surgió entonces el concepto de “EMergy” o “Energy Memory”, que connota una memoria energética del bien o servicio que se genera a partir de la energía solar. La noción de “EMergía” tiene una diferencia sustancial con otras formas anteriores de valuación energética, la capacidad de provisión de bienes y servicios por parte de un ecosistema se expresa a través de todos los flujos de energía útil que tienen capacidad de realizar trabajo. Cuando se calcula la relación entre el valor económico de esos bienes y servicios, y el valor energético de los mismos, es posible convertir esa energía útil en una expresión económica (que los hermanos Odum denominaron “EM-dollars”). A partir de esta aproximación, los ecólogos buscaron una expresión que la economía ortodoxa pudiera entender, eliminando la subjetividad propia de las preferencias utilitarias de los humanos. La intención de esta propuesta es ejercer una influencia ambiental sobre las políticas nacionales, dominadas históricamente por los economistas.

Tanto biólogos como economistas consideran esta valuación basada en la “transformidad” de la energía solar como un artificio que acarrea su propia carga de subjetividad, ya que los resultados finales son afectados por: 1) el conocimiento previo que se posea acerca del funcionamiento del ecosistema analizado, y 2) el método de valoración utilizado. No obstante, es menester reconocer que no abundan enfoques alternativos basados en la biofísica del ecosistema. Como sugirió un comité de investigadores miembros de la Academia de Ciencias de EE.UU., “....desde una perspectiva ecológica, el valor de ciertas funciones y servicios específicos del ecosistema es enteramente relativo...” (NRC 2004). Esto significa que el valor absoluto de un bien o servicio ecosistémico derivado de la apreciación humana corre el riesgo de acarrear una alta carga de subjetividad e incertidumbre. Dentro de esta línea de pensamiento, proponemos a continuación una metodología de valuación relativa basada en un modelo simple que integra varios estratos de información biofísica.

HACIA UN MODELO FUNCIONAL DE VALUACIÓN

Entendemos como modelo funcional aquel que está basado sobre una consideración de las funciones más conocidas de los ecosistemas que se proponen estudiar. El stock y los flujos de: 1) la biomasa, y 2) del agua conforman la base del modelo analítico.

Como lo expresamos en el punto anterior, sabemos que la disponibilidad de biomasa y los flujos que de ella derivan (expresables como PPN) son una fuente generadora de bienes y servicios

ecosistémicos. Varios de ellos, como la protección del suelo, la regulación de los gases y del clima, la regulación de aguas, el ciclado (liberación y retención) de nutrientes, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimentos, materias primas y recursos genéticos, la provisión de recursos medicinales y ornamentales, y otros vinculados a la cultura (e.g., recreación, estética, espiritualidad) están asociados a la existencia y generación de biomasa (de Groot et al. 2002). Buena parte de estos bienes y servicios son también provistos por los recursos acuáticos de los ecosistemas terrestres. Pero estos tienen, además, la capacidad de regular la dinámica hídrica regional (inundaciones), purificar y proveer agua pura, eliminar residuos, proveer alimento (peces), regular la dinámica de nutrientes esenciales, proveer hábitat y biodiversidad, y generar una vía de transporte (Daily 1997). La mayoría de estos servicios pueden ser explicados y representados a través de dos indicadores dinámicos que varían en el espacio y en el tiempo: 1) la PPN, y 2) la disponibilidad de corrientes (ríos, arroyos) y cuerpos de agua (humedales, lagos, lagunas), con sus franjas ribereñas e interfluviales.

En este trabajo proponemos un modelo de estimación relativa (con variación dentro de un rango de 0 a 100) de servicios ecosistémicos a partir de esos dos componentes, pero también consideramos otros factores de naturaleza física como la pendiente del terreno, la temperatura media y la altura sobre el nivel del mar. El valor funcional (VF) de un ecosistema o unidad de paisaje se estima a partir de la sumatoria de seis servicios. Algunos de ellos están vinculados al stock de biomasa aérea, otros al agua, y otros a ambos. La sumatoria incluye los servicios vinculados al stock de biomasa aérea: 1) servicios de protección del suelo, que incluye la prevención de la erosión, la sedimentación de los cursos de agua y los deslizamientos de tierra, 2) servicios de producción (de alimentos, fibras, materias primas, genes) y de regulación (ciclado de nutrientes, de regulación climática y gaseosa, regulación hídrica), 3) servicios de purificación y provisión de agua (la biomasa favorece la retención e infiltración del agua de lluvia), y 4) servicios de provisión y hábitat que favorecen la conservación de la biodiversidad.

Los servicios vinculados al stock de agua disponible contemplan: 5) servicios de regulación de disturbios (control de inundaciones, regulación de flujos de agua), y 6) servicios de eliminación de desechos y purificación del agua (captura y retención en biomasa de nutrientes excedentes en agua, eliminación de nitrógeno como emisión de óxido nitroso, deposición y retención de sedimentos). Como se aprecia los servicios de depuración y regulación de aguas, y los servicios de provisión de hábitat y refugio son comunes a ambos stocks, el de biomasa y el del agua.

El servicio de "protección del suelo" (SProtec) se calcula a partir de algún estimador de la PPN del ecosistema o paisaje estudiado. En el presente trabajo se utilizó el índice verde normalizado, quedando:

$$Sprotec = PPN * (1 - CVPPN) * (1 - Pd)$$

donde PPN = (0-100), CVPPN = coeficiente de variación de la PPN (0-1) dentro del período que se propone evaluar, y Pd = factor corrección por pendiente media del área en estudio (0-1). En este caso, a mayor pendiente mayor es la importancia que adquiere el stock de biomasa como factor de protección del suelo.

El servicio de "producción y regulación" (Sprod-regul) responde a la siguiente ecuación:

$$Sproduc-regul = PPN * (1 - CVPPN) * (1 - Pa)$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, y Pa es la superficie cubierta por cuerpos de agua (0-1). Este último factor permite identificar la superficie del paisaje sin capacidad de producción de bienes de interés agropecuario (alimentos, fibras, materias primas) y sin capacidad de proveer regulación por acción de la biomasa existente.

Los servicios de "purificación y provisión de agua" (Sppagua), incluyen:

$$Sppagua = PPN * (1 - CVPPN) * Ci * Pd$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ci es la capacidad de infiltración del suelo analizado (0-1), y Pd es la pendiente (0-1).

Los servicios de "regulación de disturbios" (Sdisturb) incluyen:

$$Sdisturb = Ia * (Pi / 100)$$

donde Ia es el Ingreso de agua al sistema (0-100) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1) con el fin de absorber los flujos excedentes de agua.

Los servicios de "provisión de hábitat y refugio" (Shabitat) contemplan:

$$Shabitat = PPN * (1 - CVPPN) * Ia * Ftérmico * Faltitud$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ia es el ingreso de agua al sistema (0-1), Ftérmico es un factor térmico de la región (0-1) que se valora a través de la temperatura media, y Faltitud es un factor de altitud de la región (0-1) que ubica la altura sobre el nivel del mar del ecosistema o paisaje estudiado. Conceptualmente, cuanto más baja es su temperatura media y más alta su altitud sobre el nivel del mar, menos propicio es el sitio para sostener diversidad biológica.

Por último, los servicios de "tratamiento de residuos y desechos" (Sdes) se calculan según el siguiente criterio:

$$Sdesechos = PPN * (1 - CVPPN) * Ia * Pi$$

donde PPN y CVPPN representan lo mismo que en Sprotec, Ia es el ingreso de agua al sistema (0-1) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1).

De esta manera, la ecuación final para calcular la "Oferta Total de Servicios Ecosistémicos" (S) en un ecosistema dado queda integrada así:

$$S = (Sprotec) * 0.1667 * 1.50 + (Sprod - regul) * 0.1667 * 1.5 + (Sppagua) * 0.1667 * 1.75 + (Sdisturb) * 0.1667 * 1.25 + (Shab) * 0.1667 * 2.0 + Sdes) * 0.1667 * 1.75$$

El coeficiente empleado en la sumatoria de la ecuación final (0.1667, que surge de dividir 1.00

por la cantidad de factores que integran la ecuación) tiene por finalidad lograr una compensación interna para balancear el comportamiento de la ecuación, es decir, para dar igual peso a todos los factores que la integran y que en ningún caso la suma supere el valor de 100. Los coeficientes 1.25, 1.50, 1.75 y 2.00 son también coeficientes de compensación para evitar la degradación numérica de cada factor que integra la ecuación. Cuantos más componentes integran un factor, este factor pierde peso relativo y la ecuación se ve más degradada dentro de la escala de 0-100. Para no descompensar el peso relativo de esos factores, cada uno de ellos se multiplica por un coeficiente en función de la cantidad de factores multiplicativos que integran dicha ecuación.

El modelo funcional que se propone se alimenta de bases de datos, mapas georeferenciados e imágenes satelitales que aportan las distintas capas de información requeridas. Los cálculos son sencillos y se realizan a través de una planilla electrónica de cálculo que combina, dentro de una escala relativa, datos físicos y biológicos. Este procedimiento es alternativo, ya que no sería necesario en caso de realizar las estimaciones a través de un SIG. Este modelo es vinculado a un sistema de información geográfico que genera mapas que muestran la potencialidad de distintas áreas para proveer servicios ecosistémicos dentro de una métrica que no expresa valores económicos ni biofísicos, sino valores relativos que oscilan dentro de una escala de 0 a 100.

RESULTADOS EXPLORATORIOS Y VALIDACIÓN DEL MÉTODO

El modelo propuesto está todavía en una fase de prueba y experimentación con el fin de evaluar la consistencia de los resultados que produce. Se estudiaron tres casos que involucraron tres escalas espaciales distintas: 1) escala de distrito, el caso del Partido de Balcarce en la Provincia de Buenos Aires, 2) escala de región (provincias de Salta y Jujuy) en el noroeste argentino, y 3) escala de país, que cubre todo el territorio de Argentina.

La menor escala (la distrital) fue explorada en un trabajo de tesis realizado por Barral (2008). Para su estudio, la autora modificó el procedimiento mediante la incorporación de algunas variables adicionales no consideradas en el modelo original que presentamos arriba. Mediante el apoyo de un SIG, realizó un mapa que permitió valuar la oferta relativa de servicios ecosistémicos en el Partido de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Figura 1). Si bien el paisaje analizado es bastante homogéneo en sus características biofísicas y biomas analizados, es posible percibir diferencias en la oferta de servicios ecosistémicos en algunas áreas asociadas a la presencia de cuerpos y corrientes de agua.

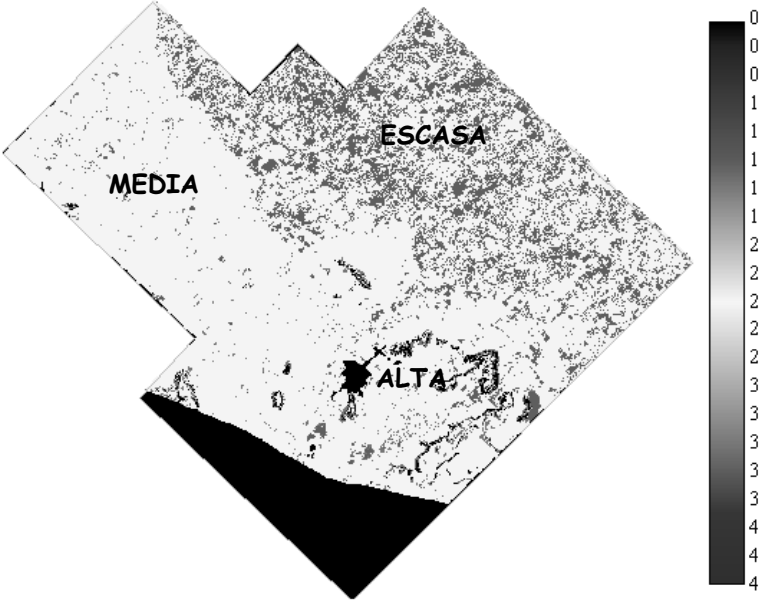


Figura 1. Mapa de provisión relativa de servicios ecosistémicos en el Partido de Balcarce (Barral 2008).

Un estudio exploratorio de mayor contraste fue realizado por Volante, Mosciaro y Viglizzo (2009, no publicado) en las provincias de Salta y Jujuy en una escala regional intermedia. La región analizada presenta contrastes notorios entre los biomas analizados (pastizales del Alto Andino, selva de Yungas, bosque del Chaco Salteño, áreas boscosas de transición, extensas áreas fluviales e interfluviales, y campos de cultivo). Esta heterogeneidad se refleja con claridad en el mapa de oferta de servicios ecosistémicos generado por los autores, en el cual puede apreciarse el alto valor ecológico de la selva de Yungas (dotada de abundante biomasa y abruptas pendientes) en relación a las áreas restantes. También se aprecian con claridad el alto valor ecológico de los corredores ribereños de los ríos Pilcomayo y Bermejo, y la importancia que adquieren las planicies anegables en la región interfluvial (Figura 2).

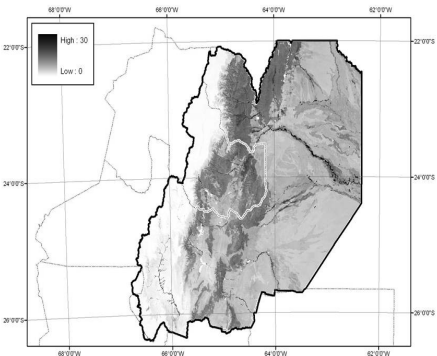


Figura 2. Mapa de servicios ecosistémicos en Salta y Jujuy (modelo funcional).

A escala nacional, y a través del uso de una base de uso-cobertura de la tierra de baja resolución espacial obtenido del CNA 2002 (INDEC 2002), Carreño y Viglizzo (2008, no publicado) intentaron aplicar este modelo para detectar los grandes contrastes espaciales que presenta a Argentina en su oferta territorial de servicios ecosistémicos. Este mapa fue luego comparado con otro mapa producido en un ejercicio anterior (Figura 3), realizado por los mismos autores (Carreño y Viglizzo 2007), quienes tomaron como base los datos de valuación de Costanza et al. (1997). Aunque se percibe una relativa coincidencia territorial en las áreas de oferta de servicios, se aprecian diferencias cuantitativas significativas en cuanto a la densidad que adquiere esa oferta. En relación al modelo que proponemos aquí, los valores aportados por el modelo basado en Costanza et al. (1997) resultan bastante más altos en el caso de algunos biomas (humedales, bosques tropicales), y bastante más bajos en el caso de otros (tierras de cultivo y bosques de zonas semiáridas). Cuando se comparan ambos modelos (el económico y el funcional) en un gráfico de barras (Figura 4) se observa que el modelo funcional presenta valuaciones más graduales al pasar de un bioma al siguiente. Asimismo, los biomas se ordenan en ambos modelos de una manera diferente en función de la oferta de servicios ecosistémicos que presentan.

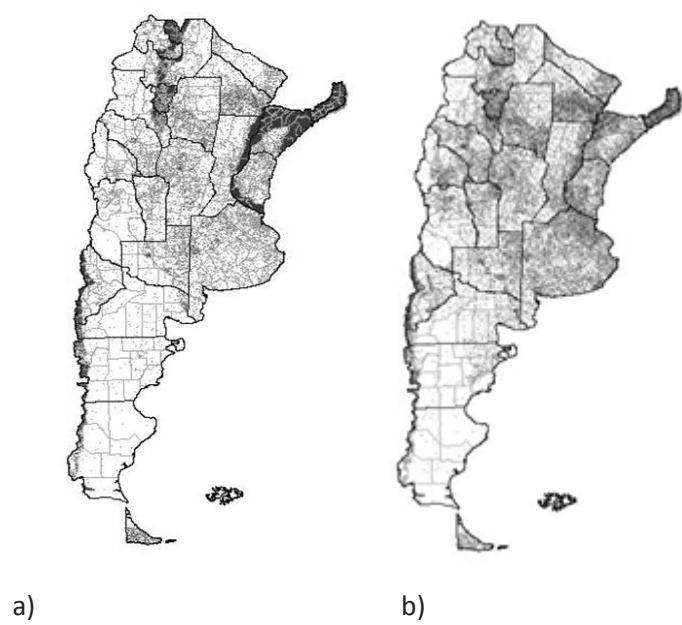


Figura 3. Oferta espacial de servicios ecosistémicos según datos de uso de la tierra del CNA 2002, según: a) valores de Costanza et al. (1997), 1 pto.: 10 U\$/ha, y b) modelo de valoración funcional.

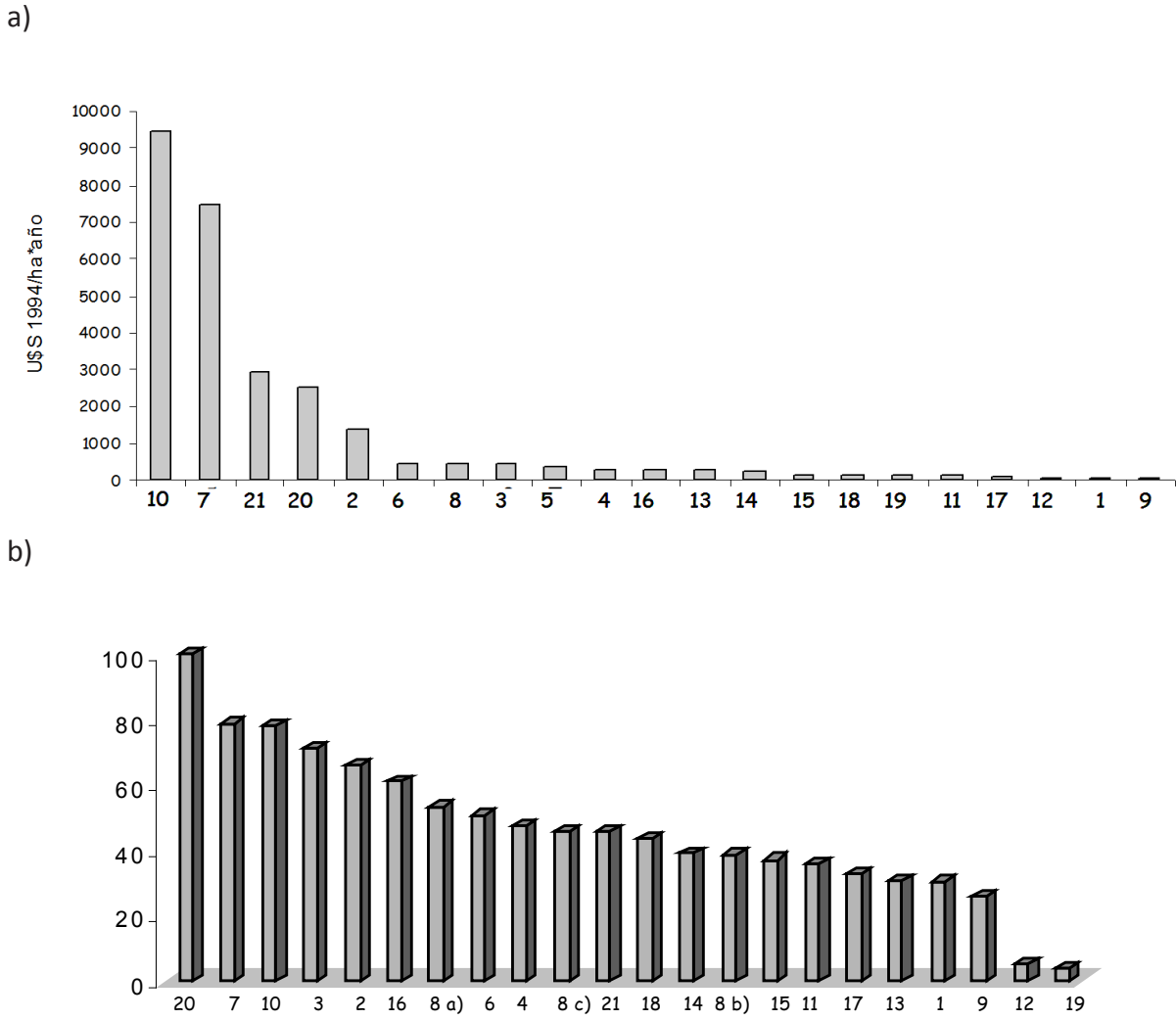


Figura 4. Comparación de métodos de valoración de servicios ecosistémicos: a) Método de valoración económica de Costanza et al. (1997), y b) Método de valoración funcional relativa.
1-Altos Andes, 2-Bosque Andino Patagónico, 3-Chaco Húmedo Subhúmedo, 4-Chaco Seco, 5-Chaco Subhúmedo Central, 6-Chaco Subhúmedo Occidental, 7-Delta e islas de la Mesopotamia, 8-Espinal (a-E. Húmedo, b-E. Subhúmedo y c-E. Semiárido), 9-Estepa Patagónica, 10-Esteros del Iberá, 11-Monte, 12-Monte de Sierras y Bolsones, 13-Pampa Central, 14-Pampa Central Semiárida, 15-Pampa Inundable, 16-Pampa Mesopotámica, 17-Pampa Ondulada, 18-Pampa Sur, 19-Puna, 20-Selva Paranaense, 21-Yungas.

La validación de los valores estimados de servicios ecosistémicos es un problema aún no resuelto ni por economistas y ni por ecólogos. Al manipular valores abstractos, producto de la intangibilidad de los servicios ecológicos, les resulta inviable confrontar valores estimados mediante modelos contra mediciones tangibles del mundo real, que por lo general son muy difíciles de realizar. En este trabajo se intenta validar de manera indirecta ambos modelos a través de valores genéricos de biodiversidad (número de especies y familias de especies) reportados por el Programa ME (Millennium Ecosystem Assessment 2005 y 2007) para distintos biomas del planeta. Para confrontar estos datos de biodiversidad con valores de servicios ecosistémicos partimos de un supuesto: el número de especies superiores y sus familias (reptiles, mamíferos, pájaros y anfibios) es mayor en

los ecosistemas que proveen más bienes y servicios ecológicos. Esto implica que la biodiversidad se concentra en lugares que ofrecen mayor riqueza de agua, carbono orgánico y refugio (e.g., en el trabajo de Liu et al. (2007) se ejemplifica este concepto a través de la relación estrecha que existe entre el porcentaje de áreas boscosas y la riqueza de especies de aves en un paisaje de EE.UU.). Al observar de forma intuitiva que esta relación es verificable cuando se comparan biomas contrastantes, se intentó validar ambos modelos mediante un análisis de correlación entre el valor estimado de los servicios provistos por distintos biomas de Argentina y las familias dominantes de especies superiores que estos biomas alojarían según datos del Programa ME (2005). Los resultados se presentan en la Figura 5. Aunque no lineales y significativas ($P < 0.05$ y $P < 0.01$), las correlaciones obtenidas mediante ambos modelos no fueron muy altas ($R = 0.44$ y $R = 0.72$ para los modelos económico y funcional, respectivamente). No obstante, al registrarse un mejor comportamiento del modelo funcional, los resultados sugieren que la valoración económica de un bioma no es necesariamente consistente con la valoración funcional que indirectamente surge del número de especies y familias que habitan cada bioma.

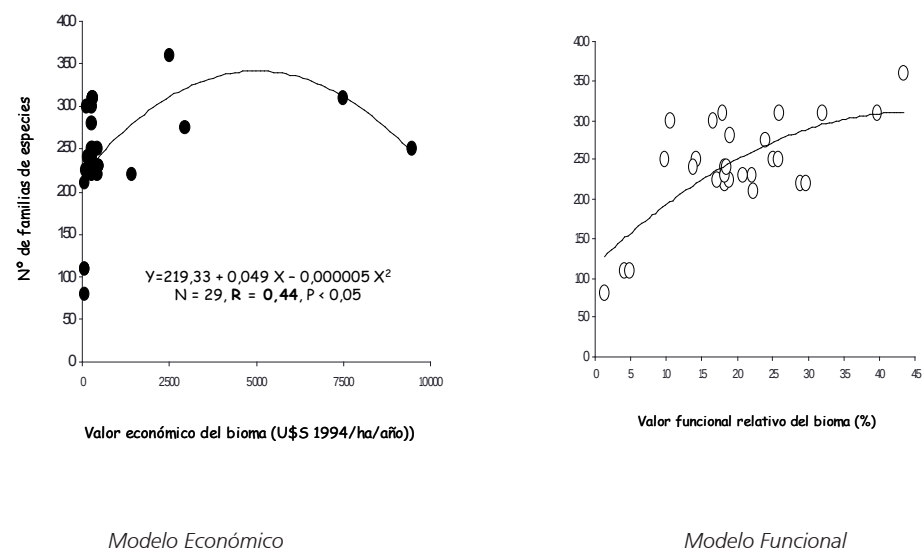


Figura 5. Validación de dos modelos que relacionan el valor de los servicios ofrecidos por distintos biomas y el número de las familias de reptiles, mamíferos, pájaros y anfibios que hospedarían. Comparación entre el valor económico estimado según Costanza et al. (1997) y el valor relativo según el modelo funcional (fuente de datos sobre biodiversidad: Millennium Ecosystem Assessment 2005).

SENSIBILIDAD DEL MODELO

Un análisis de sensibilidad nos permitirá valorar cuánto se modifica la oferta de servicios ecosistémicos frente a una variación conocida en algunos de sus estimadores. La Tabla 1 genera datos interesantes: donde no existen humedales, los servicios parecen estar vinculados a la oferta de biomasa (PPN), pero el efecto de la biomasa como proveedor de servicios declina en áreas donde los humedales cubren una alta proporción del paisaje estudiado. En otros términos, considerar la biomasa como factor único que controla la provisión de servicios tendría sentido en áreas donde los cuerpos de agua ocupan un porcentaje poco significativo de la superficie considerada. Por otro lado, el modelo indicaría que el PPN no es un buen estimador de servicios en paisajes donde

abundan los humedales, como ocurre en los Esteros del Iberá y el Delta del Paraná.

Tabla 1. Análisis de sensibilidad del modelo. Se indican los respectivos % de disminución en la oferta total de servicios ecosistémicos ante distintas reducciones en el valor relativo del estimador (% PPN), en seis biomas diferentes del territorio Argentino. El símbolo (*) pertenece a los siguientes biomas: bosque montano (Yungas), pastizal (Pampa Ondulada), bosque (Selva Misionera) y pastizal (Chaco Seco).

Reducción de la PPN (%)	Disminución SE (%)		
	(*)	Pastizal (Delta del Paraná)	Depresión Iberana (Esteros)
10.00	9.93	7.54	2.79
20.00	19.87	15.09	5.44
30.00	29.91	22.63	8.37
40.00	39.85	30.18	11.16
50.00	49.78	37.72	13.94

CONCLUSIONES

Las demandas para valuar bienes y servicios ecológicos han aumentado de forma exponencial durante la última década en respuesta a un agravamiento de los problemas ambientales del planeta, y a una opinión pública cada vez más sensibilizada acerca de su valor. Muchos programas y proyectos actuales (i.e., de desarrollo, de ordenamiento territorial, de inversión, crediticios, entre otros) en países desarrollados y en desarrollo no son viables en la medida que omiten una perspectiva ecológica y ambiental, a menudo relacionada a la pérdida de servicios ecosistémicos. En varias regiones del mundo se multiplican hoy los acuerdos y contratos que ordenan la relación oferta-demanda por servicios ecosistémicos, y el precio a pagar por los mismos. Pero tal ordenamiento está regulado de manera excluyente por el libre mercado, lo que genera disparidades regionales que poco tienen que ver con el valor biológico real de los mismos. La necesidad de valuaciones objetivas se agudiza a medida que la sociedad global demanda parámetros más consistentes que los puramente económicos. Más aun, la generación de valoraciones confiables es quizás un buen camino para orientar precios en los contratos que estipulan un pago monetario por servicios ecológicos esenciales.

No obstante, más allá de la necesidad, la valuación de los bienes y servicios naturales es, y con seguridad lo será por varios años, motivo de incertidumbre para biólogos y economistas. Los modelos de valoración existentes son cuestionados por unos y otros debido a que la validación de los servicios intangibles es todavía un dilema no resuelto. La subjetividad en las estimaciones es el punto débil de los métodos aplicados, y el riesgo de caer en un interminable cuento de la buena pipa es un aspecto sobre el que debemos meditar.

Los avances limitados en este campo sugieren que avanzamos todavía a paso lento. No obstante, hay esfuerzos encaminados a conferir una mayor objetividad científica a las valoraciones. Con un propósito puramente comparativo, el diagrama de la Figura 6 nos marca la posición relativa

de valores ecosistémicos estimados mediante los métodos económico, energético y funcional en tres biomas diferentes (pastizal-arbustal, bosque y pastizal) que abundan en el país. Los valores económicos (1994 U\$.ha⁻¹.año⁻¹) fueron extraídos de la Figura 3, elaborada en base a datos de Costanza et al. (1997). Los valores energéticos (Emdólares.ha⁻¹.año⁻¹) fueron obtenidos de una compilación bibliográfica realizada por Tilley (2006). Los valores funcionales relativos (escala de 0 a 100) surgieron de este mismo trabajo. Se aprecia, ante todo, una disparidad algo preocupante: mientras los tres métodos parecen tener un comportamiento relativamente homogéneo en el caso de los pastizales-arbustales, el método funcional asigna mayor valor a los bosques y el método económico tiende a valorar en exceso a los humedales. En el caso de los bosques, los métodos económico y energético se asemejan bastante, en tanto el energético y el funcional lo hacen en el caso de los humedales.

Cualquiera sea el método que adoptemos debemos recordar que la valuación de los servicios ecosistémicos no constituye un objetivo en sí mismo, sino que es una herramienta más, destinada a orientar el proceso de la toma de decisiones (Daily 2000).

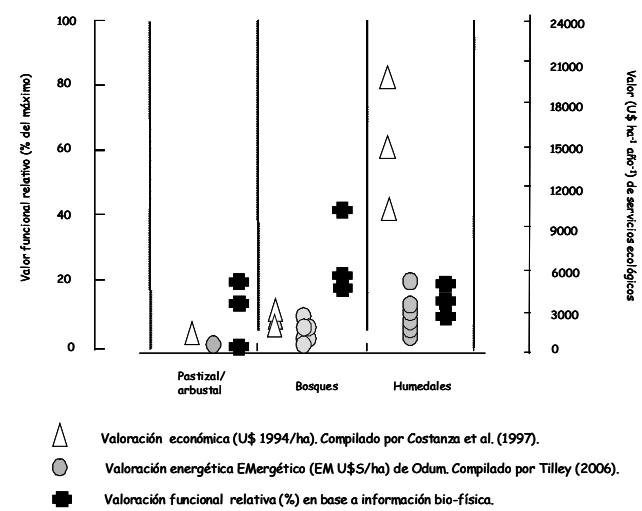


Figura 6. Valor estimado de los servicios ecológicos ofrecidos por diferentes biomas de acuerdo a tres modelos de valuación (económico, energético y funcional).

Si aceptáramos que una validación indirecta a través de la biodiversidad es potencialmente viable, la balanza se inclinaría a favor de los métodos biofísicos antes que a los económicos, tal como lo indica el análisis de la Figura 5. Pero siendo el hombre quien puede asignar un valor económico a los servicios ecosistémicos y pagar por ellos, no vamos a poder ignorar o evitar la potente influencia del mercado. La opción más saludable parece ser la búsqueda de una minimización de las fallas del mercado a través de una mayor objetividad científica, que podría surgir de orientar los valores de mercado mediante valoraciones biofísicas correctivas. La integración de datos económicos y biofísicos parece ser una tercera vía que vale la pena explorar.

BIBLIOGRAFÍA

Barral, M.P. 2008. Evaluación Ambiental Estratégica: aplicación a un Plan de Ordenamiento Territorial Rural. Estudio de caso para el Partido de Balcarce. Proyecto final de graduación en Ingeniería Ambiental. Universidad F.A.S.T.A., Mar del Plata. Pp. 162.

Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(6):309-315.

Carreño, L. y E.F. Viglizzo. 2007. Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 65.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Cristeche, E. y J.A. Penna. 2008. Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 3. Ediciones INTA, Buenos Aires. Pp. 55.

Daily, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? Pp. 1-10 en: Daily, C.G. (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Daily, G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.

De Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.

Folke, C. 2006. The economic perspective: conservation against development versus conservation for development. *Conservation Biology* 20(3):686-688.

INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002 de la República Argentina. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. www.indec.gov.ar/webcenso/index.asp (último acceso 26/10/2010).

Kremen, C. y R. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services (Review). *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.

Laurance, W.F. 2008. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends in Ecology and Evolution* 20:645-648.

Liu, J., J. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, et al. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-1516.

MA. 2005. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis. World Resources Institute, Washington, D.C. EE.UU. Pp. 68.

MA. 2007. Forest and Woodland Systems. Pp. 585-621 en: *Conditions and Trends in the Millennium Ecosystem Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment Program, Kuala Lumpur, Malaysia, Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Nepstad, D., C.M. Stickler, B. Soares-Filho y F. Ferry. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Phil. Trans. Royal Soc. B*. 363:1737-1746.

Odum, E.P. 1974. The pricing system. Pp. 30 en: *The Value of the Tidal Marsh*, Center for Wetland Research, Baton Rouge. EE.UU.

Odum, H.T. 1988. Self organization, transformity and information. *Science* 242:1132-1139.

Odum, H.T. 1996. Environmental accounting: EMergy and environmental decision making. New York. John Wiley editions.

Odum, H.T. y E.P. Odum. 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:21-23.

Paruelo, J.M., R.A. Golluscio, J.P. Guerschman, A. Cesa, V.V. Jouve, et al. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13:385-395.

Penna, J.A. y E. Cristeche. 2008. La Valoración de Servicios Ambientales: Diferentes Paradigmas. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 2. Ediciones INTA, Buenos Aires. Pp. 44.

Pyke, D.A., J.E. Herrick, P. Shaver y M. Pellant. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative management. *Journal of Range Management* 55:584-597.

Pattanayak, S.K. 2004. Valuing watershed services: concepts and empirics from southeast Asia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:171-184.

N.R.C. 2004. Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision Making. Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems, Water Science and Technology Board, Division on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academies. The National Academies Press. Washington, D.C. EE.UU. www.nap.edu (último acceso 21/10/2010).

Tilley, D.R. 2006. Emergy-based environmental accounting of ecosystem services. Working Paper 2006-1. University of Maryland, Dept. of Environmental Science and Technology, College Park. Pp. 3.

- Verhoeven, J.T.A., B. Arheimer, Ch. Yin y M.M. Hefting. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21:96-103.
- Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2006. Land use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65:834-852.

Capítulo 2

MARCOS CONCEPTUALES INTERDISCIPLINARIOS PARA EL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN AMÉRICA LATINA

Patricia Balvanera¹, Alicia Castillo¹, Elena Lazos Chavero², Karina Caballero³, Sandra Quijas¹, Adriana Flores^{1,4}, Claudia Galicia¹, Lucía Martínez¹, Adriana Saldaña¹, Mabel Sánchez¹, Manuel Maass¹, Patricia Ávila¹, Yessica Martínez¹, Luis Miguel Galindo² y José Sarukhán⁵

¹Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Patricia Balvanera, autora para correspondencia: apdo. postal 27-3, Sta. Ma. De Guido, Morelia, Michoacán 58090, México. Email Balvanera: pbalvane@oikos.unam.mx. ²Instituto de Investigaciones Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México. ³Facultad de Economía, Universidad Nacional Autónoma de México. ⁴Instituto de Ecología, A.C. ⁵Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Resumen. Numerosos marcos conceptuales interdisciplinarios han sido desarrollados para el estudio de los vínculos entre las sociedades y los ecosistemas. No obstante, su aplicación al caso particular de América Latina debe considerar los contextos ecológicos y sociales propios. El objetivo central de este capítulo es contribuir a la construcción de marcos conceptuales interdisciplinarios con el enfoque de los servicios ecosistémicos acordes con la realidad propia. Hacemos así una revisión breve de las características ecológicas y sociales más sobresalientes de América Latina, analizamos el concepto de servicios ecosistémicos en dicho contexto, e identificamos los alcances y limitaciones de su aplicación en esta región. Con el fin de entender las interrelaciones de los conceptos, los puntos en común y las divergencias, presentamos una revisión de distintos marcos conceptuales para el estudio interdisciplinario de las relaciones entre sistemas sociales y sistemas ecológicos desde finales del siglo XIX a la fecha. Luego describimos una propuesta de marco conceptual propio desarrollado por nuestro grupo interdisciplinario de investigadores y estudiantes para una zona específica de México. Por último, se discuten las perspectivas de desarrollos conceptuales futuros en este tema para toda la región.

INTRODUCCIÓN

El análisis de los servicios o beneficios que proveen los ecosistemas a las sociedades humanas representa un enfoque de investigación relativamente reciente que se ha difundido gracias a que establece un vínculo explícito entre el bienestar humano y el adecuado funcionamiento de los ecosistemas. La búsqueda de alternativas para enfrentar la problemática ambiental ha llevado al reconocimiento de la estrecha dependencia que existe entre las características y procesos de los ecosistemas y de aquellos propios de las sociedades humanas. En este contexto, al hablar de servicios ecosistémicos (SE) hacia la sociedad se enfatiza la interdependencia que existe entre sistemas ecológicos y sistemas sociales (Daily 1997, Díaz et al. 2006).

La investigación científica alrededor de los SE requiere entonces de marcos conceptuales interdisciplinarios que permitan estudiar sistemas complejos como son las interacciones entre sociedades y ecosistemas (GLP 2005, MEA 2005, Balvanera y Cotler 2007). No es la suma de conceptos, enfoques y metodologías derivados tanto de las ciencias naturales como de las ciencias sociales los que nos permiten analizar sistemas complejos, sino más bien su integración dialéctica y el entendimiento de que las propiedades de estos no resultan de la suma de las propiedades de sus componentes (Leff 1986, García 2006). Para poder abordar tal complejidad la construcción de marcos epistémicos es esencial, puesto que estos constituyen acuerdos sobre las bases conceptuales sobre los cuales se abordarán los fenómenos a estudiar, así como los diseños metodológicos que permitirán encontrar respuestas que puedan conducir al desarrollo de modelos o teorías (Wheeler 2007).

Ante la gravedad de la problemática ambiental, se ha desarrollado un creciente cúmulo de marcos conceptuales interdisciplinarios a nivel global para el estudio de los vínculos entre los ecosistemas y las sociedades (de Groot et al. 2002, MEA 2003, GLP 2005). Sin embargo su aplicación al caso particular de América Latina se ve limitado debido a que muchos de estos marcos han sido desarrollados en contextos ecológicos y sociales distintos a nuestra realidad. Al adoptar modelos de ciencia derivados de los países industrializados puede producirse un divorcio entre la investigación y las necesidades y características propias de la región (Gallopín 1986, Leff 1986, Toledo y Castillo 1999, Castillo y Toledo 2000, Galindo-Leal 2000). Entonces, se hace necesario generar enfoques y construir marcos conceptuales propios que se nutran de los diagnósticos de nuestras realidades.

En este capítulo se intenta sentar algunas bases para la construcción de marcos conceptuales interdisciplinarios con el enfoque de los servicios ecosistémicos que sean útiles para el caso específico de América Latina. Los objetivos particulares son: i) hacer una breve revisión de las características más sobresalientes de los socioecosistemas de América Latina; ii) hacer un análisis del concepto de SE para explorar los alcances y limitaciones de su aplicación en América Latina, iii) hacer una revisión de los principales marcos conceptuales existentes para el estudio de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, destacando aquellos elementos que pueden ser de particular utilidad para América Latina, iv) presentar un marco conceptual en construcción propio. Finalmente, se discute acerca de los retos y oportunidades para el desarrollo de marcos conceptuales futuros en torno al estudio interdisciplinario de los SE en América Latina.

LAS CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS Y SOCIALES PROPIAS DE AMÉRICA LATINA

América Latina (AL) se caracteriza por su enorme diversidad ecológica y cultural. Más de 40% de la flora y la fauna del planeta se encuentran en AL y el Caribe, y ocho países de la región son considerados megadiversos (PNUMA 2007). Así mismo, se presenta en la región una gran diversidad de grupos indígenas (Del Álamo 2004). La diversidad ecológica y cultural se encuentran relacionadas de manera estrecha, y los países más diversos en términos ecológicos tienden a ser también los que presentan mayor cantidad de lenguas indígenas (Boege 2006). En esta región se ha generado una alta diversidad de cultivos que en la actualidad sustentan el sistema alimentario mundial, además de una importante variedad de razas adaptadas a diferentes ambientes, requerimientos culturales y productivos (Hernández-Xolocotzi 1959, Gallopín 1986, Leff 1986, Altieri 1987, Lazos Chavero 1994, Berkes et al. 1995, Toledo y Castillo 1999, Castillo y Toledo 2000, Galindo-Leal 2000, Dary 2002, Boege et al. 2005). Algunas zonas indígenas montañosas de alta pluviosidad tienden a ser, además, áreas críticas para la provisión de servicios ecosistémicos clave para el desarrollo, como lo es el suministro de agua de buena calidad (Aboites 1999, Dary 2002, Boege 2006).

Desde 1960, la mayoría de los países latinoamericanos registraron un crecimiento económico acelerado, asociado a la exportación de productos primarios, a la par de un endeudamiento externo creciente. Durante los '80s, la caída de los precios internacionales del petróleo, el incremento en las tasas internacionales de interés, los desequilibrios macroeconómicos y las presiones inflacionarias marcaron la década del estancamiento económico. Años más tarde, las reformas de ajuste estructural y la liberalización comercial llevaron a la pérdida del proteccionismo en la agricultura y a una fuerte reducción del financiamiento gubernamental en ese sector, con un adelgazamiento extremo de las inversiones públicas con fines de desarrollo social, y la falta de priorización en política ambiental. Esto provocó una profunda crisis agrícola y ecológica, y trajo aparejadas tasas migratorias elevadas (Rubio 2001, Escalante et al. 2008, Lazos Chavero 2008).

El resultado de esta historia es una transformación acelerada de los ecosistemas y un profundo deterioro ambiental. En AL, este deterioro se hace evidente en la veloz transformación de los ecosistemas, principalmente los boscosos (tropicales y templados), para convertirlos en zonas agrícolas y ganaderas, y satisfacer tanto la demanda interna como la de las exportaciones (PNUMA 2007). La región perdió casi 50 millones de hectáreas de bosques, lo que representa los niveles de deforestación más altos del mundo, y ha conducido a la pérdida de una enorme biodiversidad asociada (Pengue 2005, PNUMA 2007). El deterioro se refleja también, entre otros aspectos, en la contaminación del agua; más de 80% de las aguas residuales se vierten sin tratar en ríos u océanos. Además, la extracción petrolera en el Gran Caribe (cerca de Brasil) y en el Golfo de México trae como resultado una alta contaminación (PNUMA 2007).

En términos sociales, la historia reciente ha conducido a un deterioro equivalente. El patrimonio cultural está muy amenazado. Por ejemplo, se estima que una importante cantidad de lenguas nativas de la región desaparecerán en los próximos 100 años (Boege 2006). La urbanización creciente está transformando de manera radical tanto las estructuras sociales (en particular, las indígenas y las campesinas) como los ecosistemas, y AL es la región más urbanizada del tercer mundo (PNUMA 2007). Las interacciones entre sociedades y ecosistemas están siendo muy cambiadas por la migración intraregional hacia zonas con mayor desarrollo económico y social,

sobre todo hacia Estados Unidos. La tasa de migración hacia EE.UU. se duplicó entre 1980 y 1990. Las migraciones provocan despoblamiento, con ausencia de la fuerza de trabajo necesaria para el manejo agrícola y ambiental, así como concentraciones de población descontroladas con una fuerte presión sobre los recursos naturales (Villa y Martínez 2000). En consecuencia, las remesas asociadas se han convertido en una de las principales fuentes de ingresos de AL. La región presenta una alta inequidad. El 10% más rico de la población de AL y el Caribe retiene el 48% del ingreso total, mientras que el 10% más pobre recibe sólo un 1.6% (Del Álamo 2004). Esta desigualdad se refleja también en diferencias en oportunidades y derechos, así como discriminaciones de género y étnicas. Las poblaciones locales (principalmente comunidades indígenas) no son consideradas por los gobiernos y las transnacionales en la toma de decisiones sobre sus propios territorios (Del Álamo 2004). Esto ha conducido a un incremento en la incidencia de conflictos sociales en torno al control territorial, el reconocimiento de derechos étnicos o culturales, y/o la protección de sus recursos naturales (Del Álamo 2004). El aumento de la industria del narcotráfico como una vía de escape de la pobreza (Del Álamo 2004) ha transformado la economía y la política del continente (Montañés 2000).

El estudio de las interacciones entre las sociedades y los ecosistemas en AL deberá tomar en cuenta su alta diversidad ecológica y social, el impacto de las reformas de ajuste estructural y la liberalización económica, las transformaciones agrícolas que han llevado a la especialización productiva para el mercado externo, y el profundo deterioro ecológico y social de la región.

EL CONCEPTO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El concepto de servicios ecosistémicos surge del movimiento ambientalista de Estados Unidos en la década de 1970 (Daily 1997), pero también de la conceptualización creciente de la naturaleza como conjuntos de sistemas integrados (Odum 1989). Los servicios ecosistémicos se definen como los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas (Daily 1997, Boyd y Banzhaf 2007, Quétier et al. 2007, Luck et al. 2009, Quijas et al. 2010). Servicios ecosistémicos y servicios ambientales son equivalentes sólo de forma parcial. El primero se utiliza en contextos académicos y algunos programas internacionales para enfatizar que los servicios son producto de la interacción entre los distintos componentes de los ecosistemas. El segundo hace referencia a “ambiente” o “medio ambiente” para armonizar con el léxico de secretarías o ministerios en el ramo (SEMARNAT 2003, Balvanera y Cotler 2007). La creación del término trasciende la necesidad de conservar la naturaleza y su biodiversidad por sí mismas (Daily 1997, MEA 2003). Este enfoque se sugiere como una alternativa para mostrar que la conservación de los ecosistemas no es sólo una aspiración ética de la sociedad sino también una necesidad estrechamente ligada a la satisfacción de las necesidades básicas de la vida humana. Sin embargo, el uso del término fuera de contexto, sin enfatizar la fundamental necesidad de mantener ecosistemas sanos y diversos para asegurar su capacidad de generar beneficios a las sociedades, ha llevado a una caricatura del término. Llevada al extremo, la visión de los SE podría llevar a considerar a los ecosistemas única y exclusivamente por su utilidad directa a las sociedades, poniéndose en peligro el mantenimiento de los ecosistemas en su conjunto (Montes 2007).

Los SE abarcan todos los beneficios que las sociedades humanas obtienen de los ecosistemas (MEA 2003). Estos incluyen (MEA 2003, Maass et al. 2005): i) los bienes o recursos naturales como el agua o los alimentos, ii) los procesos ecosistémicos que regulan las condiciones en los que los humanos habitan, como la regulación del clima o de la erosión, iii) la contribución de los ecosistemas a experiencias que benefician directa o indirectamente a las sociedades, como el sentido de pertenencia o la recreación, y iv) los procesos ecológicos básicos que permiten que se provean los anteriores. El concepto de SE además considera el beneficio que distintos actores o sectores de la sociedad reciben de los ecosistemas, así como las complejas interacciones tanto positivas como negativas entre servicios y entre actores o sectores de la sociedad (MEA 2003, Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006, Quétier et al. 2007).

Sin embargo, en la actualidad existen numerosas incógnitas en el campo de los SE. Poco se conoce acerca de los distintos componentes y procesos de los ecosistemas que interactúan con los distintos componentes y procesos de las sociedades a distintas escalas espaciales y temporales para la provisión de cada servicio (Kremen 2005, Carpenter et al. 2009). En general, existen contados estudios acerca de cómo la importancia relativa de un SE varía entre los distintos grupos de interesados (Quétier et al. 2007, Daily et al. 2009). Es necesario obtener más información acerca las interacciones entre SE, es decir cómo al favorecer algunos servicios se afecta de manera negativa a otros servicios, y cómo esto sucede en distintas escalas espaciales y temporales (Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006, Scholes 2009). Se requiere documentar cómo varían las interacciones entre SE y entre los actores o beneficiarios sociales de los servicios (Maass et al. 2005, Quétier et al. 2007, Carpenter et al. 2009, Daily et al. 2009, Scholes 2009).

Sin lugar a dudas, la valuación económica de los SE ha sido un instrumento importante para transmitirles a los actores clave en la toma de decisiones la importancia de los ecosistemas y de los servicios que proveen para el bienestar de las sociedades (Costanza et al. 1997, de Groot et al. 2002, Daily et al. 2009). La valoración económica de los SE es una herramienta que está siendo adoptada en muchos países de AL. Sin embargo, es importante considerar que la valoración depende de los intereses y los valores de quienes lo asignan (Costanza y Farber 2002). Es necesario integrar las necesidades de los distintos actores de la sociedad en estas valoraciones (Nelson et al. 2009). Se presentan además importantes retos éticos asociados a la asignación de valores y costos, al reducir múltiples funciones y beneficios a un simple indicador económico (Bustamante y Durán 2006, Gentes 2006). Por ejemplo, la disponibilidad de agua de buena calidad, el acceso confiable y seguro a productos como leña, alimentos madera o medicinas derivados de los ecosistemas naturales para el autoconsumo, la sensación de frescura que brinda la vegetación, o la capacidad de contar con el espacio y elementos para realizar ceremonias tradicionales no tienen equivalentes económicos y son fundamentales para la población rural de AL (Maass et al. 2005, Bustamante y Durán 2006).

Al margen del concepto mismo de SE existe una discusión amplia acerca del concepto de pagos por servicios ecosistémicos (PSE) o ambientales (PSA), el cual ha trascendido las fronteras académicas y se ha convertido en un instrumento de política pública importante y de gran influencia en varios países de AL. La idea es que quienes se benefician de los servicios del ecosistema paguen de manera directa y contractual a quienes manejan la tierra para garantizar la conservación y restauración de los ecosistemas y, en consecuencia, la provisión de SE (Wunder et al. 2007). Los PSA son transacciones voluntarias mediante las cuales un servicio ambiental bien definido (o un uso de la tierra que promueva la provisión de ese servicio) es obtenido por (al menos) un comprador

a (al menos) un proveedor si y sólo si el proveedor asegura la provisión continua del servicio (condicionalidad) (Wunder et al. 2007). Los esquemas de PSA prometen oportunidades para la conservación de la elevada diversidad de AL, pero también presentan limitaciones severas para su aplicación en esta región. Existen muchos esquemas de PSA en distintos países de AL, incluyendo a México, Costa Rica, Ecuador, Guatemala, Colombia y Bolivia (Engel et al. 2008, Muñoz-Piña et al. 2008). Basados, por ejemplo, sobre el supuesto de que el mantenimiento de los ecosistemas naturales asegura la provisión de agua (en adecuada cantidad, de buena calidad, y durante la temporada seca), o el mantenimiento de los almacenes de carbono (los cuales contribuyen a la regulación climática) el número de proyectos de PSA y la cantidad de recursos y superficie terrestre dedicado a éstos ha crecido de manera sustancial en los últimos 10 años en la región (Engel et al. 2008, Muñoz-Piña et al. 2008, Pagiola 2008). El éxito de este tipo de esquemas ha sido medido en términos de la cantidad de superficie terrestre que recibe estos pagos, así como de sus características biológicas y sociales (Muñoz-Piña et al. 2008). Sin embargo, todavía se sabe poco acerca de sus impactos reales sobre el mantenimiento de la capacidad de proveer servicios, y no existe información que valide los impactos de estos programas sobre la provisión de servicios (Guariguata y Balvanera 2009). Así mismo, varios de los supuestos acerca del mantenimiento de los servicios ecosistémicos no han sido comprobados (Locatelli y Vignola 2009).

Una vertiente de la discusión al respecto de los PSA gira alrededor de los requisitos que deben cubrir estos programas. Se ha cuestionado si los programas PSA deben incluir metas sociales (Wittmer 2006), convirtiéndose en instrumentos para “la reducción de la pobreza” (Bulte et al. 2008). Esta perspectiva ha sido criticada (Forest-Trends 2008) en función de la posibilidad real de los “pobres” para aprovechar este instrumento (Pagiola et al. 2003); existe poca correlación entre los objetivos de conservación y de reducción de pobreza (Pagiola et al. 2005). Se ha discutido, así mismo, que los PSA omiten la diversidad cultural y formas de organización social (Isch y Gentes 2006).

Otra discusión examina las consecuencias de los PSA en términos de tenencias y derechos de propiedad. Los PSA se realizan a los propietarios de predios específicos para inducir un tipo de manejo deseado. Sin embargo, los esquemas de PSA llevan a que los propietarios o dueños o usufructuarios de los recursos naturales (tierra, agua, bosques, playas) pueden ofertar a diferentes usuarios esos servicios, así como sus conocimientos y valores culturales, a cambio de un pago en dinero (Paré et al. 2008). A través de este mecanismo se pueden convertir bienes públicos (i.e., el agua) en bienes transables (Gentes 2006), lo cual favorece los procesos de privatización de la naturaleza (Paré et al. 2008). Este nuevo derecho de propiedad se traduciría en el pago de un bien o servicio que antes fuera gratuito (FAO 2004). Esto conduciría a la renegociación del acceso a los recursos y podría modificar la seguridad en los derechos a los mismos, con consecuencias graves en especial para sectores empobrecidos y marginados (Wittmer 2006).

Finalmente, la última vertiente de discusión se enfoca sobre los impactos de los esquemas de PSA en las comunidades. En particular, estos impactos pueden ser negativos cuando las comunidades valoran de manera no monetaria los beneficios de un ecosistema (Coalición-Mundial-por-los-Bosques 2006), cuando la provisión del SE ocurre en territorios de propiedad comunal (Rosa y Kandel 2002), o cuando un programa acentúa las desigualdades entre distintos actores y erosiona la estructura y las redes comunitarias. Pueden presentarse también asimetrías entre las expectativas y los compromisos que los usuarios del SE exigen de los proveedores del mismo y los pagos asociados (Hartman y Petersen 2003). En general, cuando los proveedores del SE no son

retribuidos de manera adecuada, se facilita la aparición de incentivos perversos (FAO 2004).

En síntesis, podemos decir que el concepto de servicios ecosistémicos presenta ventajas claras que explican su uso creciente. Sus limitaciones conceptuales se refieren sobre todo a los vacíos de información acerca de este tema tan amplio. Por otro lado, su aplicación a través de los PSA (y, por lo tanto, al desarrollo de instrumentos económicos y de política) es muy complejo. Debe evitarse la sobreesimplificación, y es necesario analizar las limitaciones potenciales, así como los impactos ecológicos y sociales.

MARCOS CONCEPTUALES EXISTENTES

La presentación de marcos conceptuales existentes para el estudio interdisciplinario de los SE consta de tres partes. La primera hace una revisión histórica de desarrollos de base para la conceptualización actual de la problemática. La segunda muestra el uso que hacen esfuerzos internacionales de investigación y compilación de información basados en los SE. La tercera se refiere al acercamiento al manejo de ecosistemas y de sistemas acoplados sociedad-ecosistema.

Revisión histórica de desarrollos conceptuales básicos

El estudio interdisciplinario de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas puede remontarse a finales del siglo XIX, con un desarrollo rápido en la últimas dos décadas. Para reflejar este desarrollo hemos escogido aquellos que consideramos clave en la concepción actual de los SE. Presentamos así un recuento histórico-temático, para lo cual partimos de la Ecología Cultural, desarrollada desde la antropología a partir de la década de 1950, y pasamos a la Ecología Política, influenciada por las ciencias políticas alrededor de 1980. Luego presentamos la propuesta de análisis de Sistemas Socioecológicos, y el acercamiento del Metabolismo Social. Por último, presentamos los esfuerzos recientes de Valoración económica de funciones y servicios de los ecosistemas.

Ecología Cultural

La Ecología Cultural o Ecología Antropológica comienza en la década de 1950, y uno de sus exponentes es Julian Steward. En su obra “Theory of Culture Change: The Methodology of Multilinear Evolution” (Steward 1955) defiende que la Ecología Cultural representa las “... maneras por las cuales se introduce un cambio cultural para adaptarse al medioambiente.” Para Steward, las adaptaciones ambientales dependen del nivel cultural, que está definido por: a) un núcleo cultural, donde se encuentran los rasgos más relacionados con la subsistencia y con la economía (ligados a las relaciones con el medio); y b) los rasgos secundarios, que pueden ser muy variables y no necesariamente tan ligados a la relación con el medio. Influyen, entonces, una serie de diversos factores: históricos, culturales y de difusión, así como también innovaciones (que pueden surgir al azar). Para definir una cultura se dan muchas combinaciones entre estos niveles. Pueden existir culturas con núcleos iguales, pero con rasgos secundarios totalmente distintos.

La Ecología Cultural parte de un enfoque cultural histórico, explicando las diferencias en la cultura a través del tiempo, y que no son atribuibles directamente a las diferencias ambientales. Lo

importante de esta posición teórica es rescatar la riqueza antropológica derivada de sus reflexiones teóricas y de sus estudios de casos. Los objetivos de la disciplina eran: a) entender la evolución de las sociedades y sus adaptaciones al medioambiente; b) estudiar y explicar los distintos patrones de comportamiento humano/cultura asociados con el uso del medioambiente, c) evaluar la influencia de estos patrones de comportamiento sobre otros aspectos de la cultura (i.e., desarrollo de mitos, creencias, organizaciones y dinámicas sociales y culturales), y d) describir y analizar las tecnologías utilizadas en la transformación de la naturaleza (Steward 1955).

Las ideas de la Ecología Cultural se expandieron ampliamente entre la antropología, la arqueología, la geografía y la ecología, aunque fueron criticadas posteriormente por su determinismo medioambiental. En la arqueología marcó el inicio de explicaciones sobre el cambio cultural a través de la adaptación medioambiental. Muchos estudios de Ecología Cultural utilizaban ideas desde la Ecología y la teoría de sistemas para comprender la adaptación de los seres humanos a su ambiente. Estos ecólogos culturales se centraron en explicar los flujos de energía y materia, y examinaron cómo las creencias e instituciones en una cultura regulaban sus intercambios con el ambiente. En esta perspectiva, los seres humanos eran una especie más del ecosistema, como el resto de los organismos. Años más tarde, la Ecología Cultural introdujo la teoría de la decisión a partir de la economía agrícola, inspirada en particular en los trabajos de Alexander Chayanov (Chayanov 1985) y de Ester Boserup (Boserup y Kaldor 1965), que analizaba cómo los grupos humanos toman decisiones con respecto a su ambiente natural y económico.

La aplicación exitosa de este enfoque al caso de AL es patente en México, donde desde la década de 1960 Eric Wolf (Wolf 1978), Sydney Mintz (Mintz 1959, 1973), Robert Redfield (Redfield et al. 2002), y también algunos estudiantes de Steward dejaron huellas teóricas y metodológicas en la antropología mexicana. Algunos autores, como Morton Fried (Fried 1967), comenzaron a realizar críticas e incursionaron en la teoría política y social. Otras críticas partieron del funcionalismo ecológico, cuyos exponentes fueron Andrew Vayda (Vayda 1969) y Roy Rappaport (Rappaport 1991). Ellos analizaron la función de las instituciones en su contexto ecológico. Su esfuerzo trata de integrar la ecología cultural dentro de la Ecología y la Biología, dejando de utilizar el concepto de cultura, y enfocándose en el ecosistema, la población humana y sus comunidades.

Ecología Política

La Ecología Política surge de la crítica a la ecología cultural desde principios de la década de 1980, debido a que la anterior ignoraba las conexiones entre los sistemas a escala local sujeto de su estudio y la Economía Política global. Hoy en día, pocos estudiosos se identifican a sí mismos como ecólogos culturales, pero varias ideas provenientes de la ecología cultural han sido adoptadas y erigidas por la Ecología Política.

La Ecología Política enmarca las interrelaciones ambiente-sociedad en las estructuras de poder y de toma de decisiones a diversos niveles de organización política. El punto de partida de la Ecología Política fue el Club de Roma (Meadows et al. 1972, www.clubofrome.org), donde se expresó por primera vez que debía de existir un límite para el crecimiento económico. Estos discursos tuvieron un impacto profundo tanto en los estudiosos como en los movimientos sociales. Desde esa época hasta la fecha han proliferado las Organizaciones no Gubernamentales (ONG), partidos verdes, movimientos internacionales y activistas ambientales que toman a la Ecología Política como bandera de lucha. Durante la década de 1990, las discusiones ambientales se internacionalizaron

y se promulgaron el Protocolo de Kyoto (1990, unfccc.int) y la Declaración de Río 1992, www.unep.org) donde se hicieron planteamientos para regular al mercado, sobre todo considerando al medioambiente. Sin embargo, todavía no es posible hablar de una incidencia de este movimiento político en las estructuras de poder ni de los gobiernos nacionales ni de las corporaciones internacionales. La Ecología Política se relaciona también con movimientos pacifistas, libertarios, feministas y étnicos.

En los últimos años, debido a una mayor comunicación acerca de los problemas ambientales, la Ecología Política ha tomado mayor importancia. Diversos expertos analizan las acciones de variados actores sociales, las relaciones entre ellos y sus relaciones con el ambiente. Para ello se necesitan estudios histórico-temporales en diferentes escalas geográficas. Uno de los mayores referentes en esta tendencia es Piers Blaikie (Blaikie 1985, Blaikie y Brookfield 1987), quien desde 1980 marcó un hito en la generación del conocimiento ambiental al proclamar la relevancia de la justicia social. Desde la primera página de su ya clásico libro “The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries” Blaikie asegura que incluso el análisis de la erosión de los suelos es un proceso político-económico.

Varios exponentes de la Ecología Política coinciden en señalar que la crisis ecológica de hoy en día (desertificación, pérdida de la biodiversidad, deforestación, hambrunas, cambio climático, cambio de uso del suelo, pérdida de la capa de ozono) no puede estudiarse sin ponerla en contexto dentro del modelo de organización política económica del capitalismo. Lipietz (1999) plantea que las relaciones de la sociedad con la naturaleza están mediadas por formas de organización social que reposan en dispositivos políticos para asegurar su consenso y su reproducción. Algunos de los autores más destacados incluyen a James O'Connor (O'Connor 2002), director de la revista “Capitalism, Nature, Socialism”, a Murray Bookchin [con su tratado de la “Ecología de la Libertad” (Bookchin 1964, 1982)], al francés Andre Gorz (Gorz 1995), con sus textos “Ecología Política y Capitalismo, Socialismo y Ecología”, al austríaco Hans Magnus Enzensberger (con su trabajo “Para Una Crítica de la Ecología Política) (Enzensberger 1974)], y al español Joan Martínez Alier (Martínez Alier 1992). En AL, en los últimos tiempos se ha consolidado el grupo de trabajo dirigido por Héctor Alimonda (Alimonda 2002).

Sistemas socioecológicos

El concepto de sistemas socioecológicos permite entender los procesos de toma de decisiones acerca de los ecosistemas y las implicaciones sobre su composición, estructura y funcionamiento. Al conjunto de acciones que las sociedades llevan a cabo se les conoce como manejo de ecosistemas (Grumbine 1994). Este es un concepto particularmente familiar para los académicos de las ciencias naturales. Para analizar el manejo de ecosistemas se parte de una visión que incluye a los humanos como parte de los ecosistemas y se enfatiza cada vez con mayor fuerza que la dinámica de los ecosistemas no puede entenderse si no se analiza la dinámica de la especie dominante sobre la Tierra: el Homo sapiens (Folke 1998, O'Neill 2001).

Los sistemas socioecológicos consideran a los sistemas sociales como conjuntos de personas que interactúan, crean sistemas compartidos de significados, normas y rutinas, y establecen patrones de dominancia y distribución de recursos (Westley et al. 2002). Autores como Fikret Berkes (antropólogo) y Carl Folke (ecólogo) señalan que la división entre sistemas sociales y ecosistemas es artificial y arbitraria. En cambio, utilizan el término de sistema socioecológico como un

concepto que integra a los humanos en la naturaleza y enfatizan el estudio de sistemas acoplados sociedad-naturaleza. Estos mismos autores señalan que “no existe una forma única, aceptada universalmente para formular las formas de enlace entre los sistemas sociales y los ecológicos” (Berkes y Folke 2000, Berkes et al. 2003). Según qué preguntas que se formulen en relación a estos sistemas se deberán construir marcos conceptuales adecuados a los intereses de estudio.

El enfoque de sistemas socioecológicos busca entender cómo algunas sociedades humanas han logrado la construcción de prácticas de manejo dirigidas a obtener recursos y servicios de los sistemas naturales sin degradar a los ecosistemas ni afectar su capacidad de renovación a lo largo del tiempo. Resulta crucial para este enfoque tanto el conocimiento tradicional o local sobre los ecosistemas y la generación de tecnologías apropiadas al funcionamiento de los ecosistemas manejados, como la existencia de instituciones locales (e.g., el conjunto de reglas y normas que permiten a los grupos sociales llevar a cabo tareas cotidianas como la extracción de recursos naturales). Se enfatiza la importancia de entender al conjunto de instituciones sociales y las interacciones entre ellas a distintas escalas espaciales y temporales, así como el entendimiento de los sistemas de propiedad. Los numerosos estudios de caso de sistemas socioecológicos en distintas partes del mundo, incluyendo a AL, señalan a la propiedad comunal y el manejo colectivo de recursos como elementos sustanciales para el mantenimiento y la resiliencia de estos sistemas (Alcorn y Toledo 1998, Ostrom 2000, Dietz et al. 2003).

Metabolismo social

A partir del concepto de metabolismo (que proviene de las ciencias naturales), definido como la suma de los procesos que ocurren en un organismo (e.g., incorporación de materia, producción de energía, transporte de sustancias, eliminación de desperdicios y todo proceso relacionado con el crecimiento y reproducción de dicho organismo) se construye una analogía para la relación entre las sociedades y los ecosistemas (Audesirk et al. 2004, Toledo y González de Molina 2007).

El metabolismo social explica que el mantenimiento y reproducción de los sistemas sociales requiere del movimiento de flujos de materia y energía al interior de las sociedades: apropiación de materias primas y energía, transformación, distribución, consumo y finalmente la excreción de desechos de las sociedades hacia los sistemas naturales. De acuerdo con Toledo y González de Molina (2004), al realizar estas actividades los seres humanos “socializan” porciones de la naturaleza, y, por otro, “naturalizan” a la sociedad al producir y reproducir sus vínculos con los sistemas naturales. Investigadores del Instituto de Ecología Social de la Universidad de Klagenfurt en Viena han trabajado con este enfoque (Fischer-Kowalski 1998, Fischer-Kowalski y Huttler 1998, Haberl 2001, 2006) en distintas escalas desde el nivel local hasta el global (Haberl 2006).

Valoración económica de funciones y servicios de los ecosistemas

La necesidad de asignar un valor a la biodiversidad y los SE se debe a que el funcionamiento de los sistemas naturales tiene lugar al margen del mercado. Ello ocasiona, desde el punto de vista económico, externalidades importantes en las que no se reconoce su aporte a la generación de valor dentro del mercado. En la actualidad, existen diversos esfuerzos para construir marcos metodológicos que incorporen la valuación de los SE y su manejo sustentable. En la valoración económica se ha incorporado la energía como componente del valor añadido al ecosistema en términos de “valores de energía” (Kratena 2004). Los marcos conceptuales para el desarrollo

sustentable incluyen el concepto de “huella ecológica” (Rees 1992) para contabilizar la tierra que es apropiada para la producción y el mantenimiento de cada bien y servicio consumido por una comunidad humana. Slootweg y colaboradores (2001) caracterizan y clasifican las funciones que ofrece el ambiente biofísico, y calculan su valor para las actividades humanas en términos económicos. Así, la demanda proviene de la sociedad mientras que la oferta proviene del ambiente, y la sustentabilidad representa el equilibrio de oferta y demanda actual y en el futuro.

Del conjunto de iniciativas para asignar valor a los SE destaca el trabajo de de Groot y colaboradores (de Groot et al. 2002) quienes construyeron un marco conceptual para la evaluación exhaustiva de los bienes y SE. Este marco conceptual incorpora la complejidad ecológica (estructuras y procesos) en un número limitado de las funciones de los ecosistemas. Estas funciones, a su vez, proporcionan SE que son valorados por los seres humanos. La valuación de los SE se desagrega en tres ámbitos: valor ecológico, valor sociocultural y valor económico.

Las valuaciones económicas de los SE resultan fundamentales para el análisis de los impactos positivos y negativos de distintas prácticas de manejo y de distintas políticas. De esta manera se han podido identificar las externalidades negativas o positivas de acciones específicas, internalizar los costos y hacer un uso más sustentable. Esto contribuye a una mejor asignación de los recursos escasos (Heal 2000). Estos análisis permiten entender a los ecosistemas como activos del capital que posee un país o región, a los cuales se les puede asignar un valor económico (Daily et al. 2000). Ello puede contribuir a la formulación de políticas públicas más informadas (Troy y Wilson 2006).

MARCOS DERIVADOS DE INICIATIVAS INTERDISCIPLINARIAS GLOBALES

A lo largo de la última década ha aumentado la necesidad de estudiar las interacciones entre las sociedades y los ecosistemas desde una perspectiva interdisciplinaria. Esta perspectiva surge, en gran medida, del deterioro ambiental profundo y del reducido impacto de la investigación científica en la generación de soluciones. El Proyecto Global Land (GLP) integra el análisis de los procesos ecosistémicos terrestres y atmosféricos con el análisis de las sociedades que interactúan con estos, y parte de una concepción interdisciplinaria desde su fundación. De forma casi simultánea se creó una iniciativa mundial de síntesis de información científica, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA), apoyada por muchas organizaciones internacionales. Esta iniciativa busca informar a los tomadores de decisiones sobre las consecuencias de los cambios en los ecosistemas en el bienestar humano. Los dos marcos conceptuales se desarrollan gracias a los avances realizados previamente por aquellas iniciativas y propuestas presentadas anteriormente en este trabajo.

El Proyecto Global Land

El Proyecto Global Land es un proyecto multinacional que nace en el seno de dos grandes programas internacionales de investigación (GLP 2005): el International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP) y el International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), ambos programas del International Council for Science (ICSU).

El GLP estudia la dinámica del sistema socioecológico como un sistema complejo, y aborda simultáneamente las interacciones entre los procesos sociales y naturales en diferentes escalas espaciales y temporales (GLP 2005). La meta del GLP es medir, modelar y entender el sistema humano-ambiental acoplado. El marco conceptual ilustra la perspectiva holística, coevolutiva, dinámica y multiescalar, para lo cual entiende a los fenómenos no únicamente en términos de sus relaciones monocausales sino desde su complejidad irreductible. El sistema terrestre constituye el centro del entendimiento en la relación entre los humanos y su ambiente. La estructura y funcionamiento de los sistemas terrestres, así como su manejo, determinan la capacidad que éstos tienen de proveer SE. Las características demográficas, sociales, económicas, políticas, institucionales, culturales y tecnológicas de los sistemas sociales, determinan los procesos de toma de decisiones que conduce al manejo de los ecosistemas.

El GLP permite la exploración de los procesos y relaciones causales que expliquen la provisión, regulación y pérdida de los SE. El proyecto aborda el entendimiento de las causas próximas (e.g., acciones que afectan directamente el uso del suelo) y subyacentes (e.g., fuerzas fundamentales que subyacen a las causas próximas) del cambio en la cobertura y el uso del suelo. El enfoque del GLP permite integrar procesos de diferentes naturalezas (e.g., biofísicas, económicas, sociales, políticas) y escalas (locales, regionales y globales) mediante la identificación de una escala focal desde la cual se pueden estudiar los procesos en dos sentidos: los que operan desde lo local a lo global, y los que operan desde lo global a lo local.

En la actualidad, el GLP incluye 36 proyectos afiliados, siete de los cuales se realizan en AL (www.globallandproject.org/Research_projects.shtml). Los distintos proyectos presentan diversos enfoques conceptuales y una gran variabilidad de métodos usados. Estos métodos incluyen: modelación, análisis espacial, métodos cualitativos, análisis económico, historia de uso de suelo, análisis de vulnerabilidad, ecología del paisaje, análisis de metapoblaciones, medidas de diversidad, herramientas legales, análisis organizacional, análisis de flujos de materiales y energía, juicios de experto, monitoreo y análisis multitemporal.

La adopción del enfoque del GLP en AL podría constituir un vehículo adecuado para incorporar al estudio de los SE, los aportes epistemológicos [i.e., a partir de la teoría de sistemas complejos (García 2006), la ciencia postnormal (Funtowicz y de Marchi 2000) o el manejo adaptativo (Holling 1978)]. Los marcos conceptuales del GLP ya han sido adecuados para AL, lo cual permite que los esquemas de investigación brinden respuestas acordes al contexto y a las necesidades particulares de la región.

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment)

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA) es una iniciativa de la Organización de las Naciones Unidas que convocó a científicos sociales y naturales de diferentes partes del mundo con el fin de conocer el estado actual y las tendencias de deterioro de los ecosistemas, los SE que proveen, así como generar opciones para conservar, restaurar y usar de manera sustentable los ecosistemas. A través de la síntesis de conocimientos, la MEA pretende contribuir a la mejora de la toma de decisiones sobre el manejo de los ecosistemas y el bienestar humano, así como al desarrollo de capacidades para realizar evaluaciones científicas sobre estos aspectos (MEA 2005). El MEA demostró que las actividades humanas ejercen una presión importante sobre los

ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos del planeta, y que ponen en riesgo su capacidad para sustentar a las generaciones futuras. Esta evaluación identifica posibles acciones apropiadas en materia de política pública para revertir la degradación de los SE y construir escenarios de mayor sustentabilidad para los próximos 50 años (MEA 2005).

Una noción importante en este marco conceptual es el bienestar humano, que se define a partir del acceso a satisfactores materiales básicos para una buena calidad de vida, y también por la libertad de elección y acción, la salud, las buenas relaciones sociales y la seguridad (MEA 2003). La valoración del bienestar, sin embargo, depende de la experimentación y percepción por la gente, así como de los contextos histórico, geográfico, cultural y ecológico en que se vive (Carpenter et al. 2009).

El marco conceptual del MEA vincula de manera explícita las sociedades y los ecosistemas a través de la identificación de factores de cambio social y de toma de decisiones, sus impactos sobre la capacidad de los ecosistemas para proveer SE y sus consecuencias sobre el bienestar humano (MEA 2003). Los factores de cambio social (considerados como indirectos o indirectamente asociados con los ecosistemas) incluyen aspectos demográficos, económicos, sociopolíticos, científicos, tecnológicos, culturales y religiosos. Los factores de cambio asociados a la toma de decisiones (considerados como directos puesto que afectan directamente al ecosistema) incluyen los cambios de cobertura y uso del suelo, la introducción o remoción de especies, el uso y adaptación de tecnologías, el uso de insumos externos, las tasas de cosecha y de consumo, entre otros.

Si bien esta evaluación se finalizó en el año 2005 (MEA 2005), ya ha tenido un impacto positivo en la comunidad científica. Algunos ejemplos de instituciones y proyectos que utilizan este enfoque son el Programa Internacional de Dimensiones Humanas ante el Cambio Ambiental Global (IHDP, www.ihdp.unu.edu), o el Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE, www.catie.ac.cr) en Costa Rica. A nivel de políticas públicas, el MEA ha contribuido de forma importante. Un ejemplo de esto fue el reciente Foro Mundial del Agua celebrado en Estambul en marzo de 2009, donde el tema de los SE se incluyó en varias sesiones (Forum 2009). La Organización Mundial para la Alimentación y Agricultura (FAO) fue responsable de impulsar este tópico en el evento.

Este marco ha sido ya aplicado a distintas escalas espaciales y para numerosos casos de estudio, incluyendo algunos en LA [i.e., el ejercicio realizado para la costa de Jalisco en México (Maass et al. 2005)]. Las lecciones aprendidas de estas aplicaciones incluyen la complejidad que caracteriza las relaciones entre sociedades y ecosistemas, las particularidades implícitas de cada condición, así como las múltiples interacciones entre factores ecológicos y sociales a múltiples escalas asociados a la provisión de los SE (Carpenter et al. 2009).

MARCO PARA EL MANEJO DE LOS SE

En esta sección analizamos el Protocolo para el Manejo de Ecosistemas como una herramienta para llevar los marcos conceptuales anteriores a la práctica.

El manejo de ecosistemas

Las sociedades humanas, en nuestro intento de apropiarnos de los recursos y SE que nos ofrecen los ecosistemas naturales, manipulamos y transformamos (en mayor o menor grado) la dinámica estructural y funcional de los ecosistemas. Esto afecta, a su vez, su capacidad para proveernos de dichos recursos y SE. Es por ello que no basta concebir e identificar los SE para asegurar su provisión sustentable.

Christensen y colaboradores (1996) definen el manejo de ecosistemas como “el manejo guiado por metas explícitas, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas específicas, y adaptable mediante un monitoreo e investigación científica basada en nuestro mejor entendimiento de las interacciones y procesos ecológicos necesarios para mantener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema”. Por su parte, Jack Stanford y Geoffrey Poole (Stanford y Poole 1996) delinean lo que sería un protocolo adecuado para el manejo de ecosistemas, marcando una secuencia de pasos a seguir para la implementación del manejo.

En el manejo de ecosistemas es fundamental la delimitación de los ámbitos espacial y temporal en los que se llevará a cabo el manejo. Al incorporar el concepto de los SE, una pregunta esencial de manejo es: ¿en qué escalas espaciales y temporales operan los procesos ecológicos que controlan la dinámica funcional del SE que deseamos asegurar? Así, por ejemplo, en zonas con riesgo de inundación elevado, el ecosistema se debe manejar en la escala de cuenca hidrológica, ya que los procesos que intervienen en el control de las inundaciones operan a nivel de toda la cuenca. Dado el carácter integrador del agua en gran parte de los procesos ecológicos, la cuenca hidrológica se ha constituido como una excelente unidad territorial de manejo (Maass y Cotler 2007).

Un aspecto que se enfatiza en el manejo de ecosistemas es reconocer que su implementación no sólo requiere de herramientas técnicas de manipulación sustentable del ecosistema, sino también institucionales y comunicativas para el manejo del socioecosistema en su conjunto (Castillo 2005). De nada sirve que se hayan desarrollado eficientes técnicas de control de erosión de suelos, si los propietarios y usuarios de terrenos agrícolas, ganaderos o forestales no son conscientes del problema, o si no poseen la organización suficiente para conseguir o acceder a los recursos técnicos y/o económicos para poder implementar programas de conservación de suelos.

Por último, un concepto central de este protocolo es el de “manejo adaptativo”. En esencia, se reconoce que se trabaja bajo condiciones de incertidumbre y, sobre la base de nuestro mejor entendimiento del funcionamiento del sistema, se diseñan los programas de manejo acompañados de pronósticos a corto, mediano y largo plazos de cómo se esperaría que el sistema responderá a dicho programa de manejo. Mediante un monitoreo permanente del comportamiento del sistema, se contrastan los pronósticos, y de no cumplirse, el manejo se sintoniza o se adapta a las nuevas circunstancias.

APLICACIÓN DE LOS AVANCES ANTERIORMENTE DESCRITOS PARA DESARROLLAR UN MARCO CONCEPTUAL PROPIO: EL PROYECTO CUITZMALA

El conjunto de avances conceptuales presentados anteriormente han sido un pilar importante para la construcción del proyecto Cuitzmala. Este surge a partir de más de veinticinco años de realizar estudios sobre la estructura y funcionamiento de los bosques tropicales secos de la costa del Pacífico mexicano (Maass et al. 2005). El proyecto se inició con el análisis de cinco microcuencas experimentales para coleccionar información ecológica sobre el funcionamiento de estos bosques. Hace casi diez años se comenzó a incursionar en la identificación de los actores sociales relacionados con el manejo de los bosques tropicales secos a través de investigaciones sobre historia ambiental, percepciones sociales, análisis de las instituciones locales así como sobre el papel que desempeñan las políticas públicas (Castillo et al. 2005, Castillo et al. 2009).

En este contexto, a partir del 2003 se inicia el estudio de la cuenca del Río Cuitzmala, de 1000 km². El trabajo comienza con un diagnóstico a fin de sentar bases útiles para el manejo integrado de la cuenca (Maass et al. 2003). A partir de 2007, el proyecto toma los SE como eje central, y por medio de un equipo de trabajo interdisciplinario busca entender diversos aspectos sobre la provisión de estos servicios a las sociedades humanas (Sarukhán et al. 2007). En la actualidad, el equipo de trabajo del proyecto Cuitzmala incluye investigadores, técnicos y estudiantes provenientes de las ciencias naturales y sociales.

El marco conceptual del proyecto Cuitzmala

La propuesta que presentamos (aún en construcción) está basada sobre los marcos conceptuales de GLP y del MEA. Sin embargo, enfatizamos algunos aspectos que consideramos centrales para nuestra región de estudio y nuestra perspectiva. A diferencia del GLP, nuestro marco conceptual parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas; nuestro elemento central es el socioecosistema. Para analizar este socioecosistema proponemos tres subsistemas: subsistema biofísico (en el cual se ubican los procesos naturales que permiten la provisión de los SE), un subsistema económico productivo (el cual se rige por el sistema económico dominante, y que, a su vez, determina las políticas públicas), y un subsistema socio-político-cultural (que refleja la estructura de poder, la organización social, la dinámica cultural y en general las características propias de los pobladores locales) (Figura 1). Pretendemos entender las interrelaciones dialécticas entre cada uno de los subsistemas, así como la dinámica de estas en el tiempo y en el espacio.

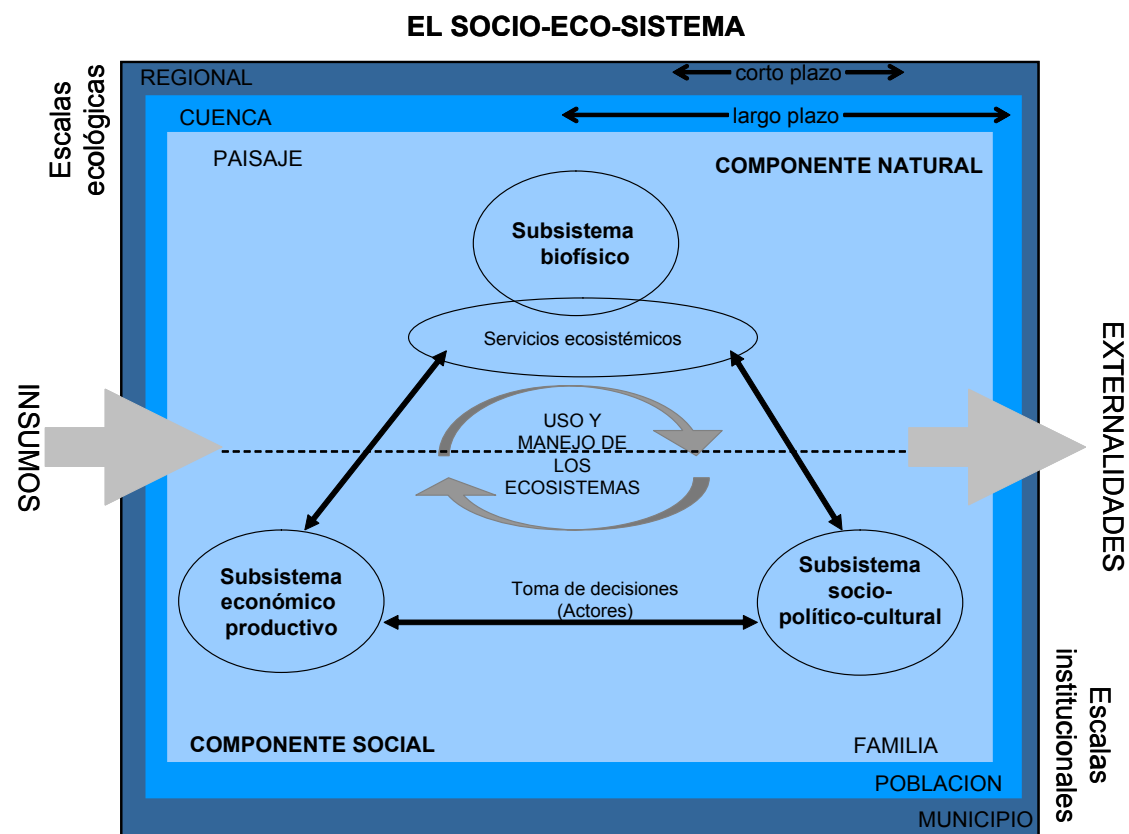


Figura 1. Marco conceptual del proyecto Cuitzmala.

El subsistema biofísico comprende a todo el conjunto de ecosistemas, incluso los agroecosistemas. Este módulo enfatiza los factores ecológicos que determinan las interacciones sociedad-naturaleza y la provisión de SE. Los componentes del ecosistema incluyen elementos bióticos (la biodiversidad), elementos abióticos (condiciones climáticas, geomorfológicas, edáficas) y las interacciones entre ellos (los procesos ecosistémicos). Todos estos factores son centrales para la provisión de SE tales como agua (cantidad, calidad, temporalidad), carbono, leña o forraje, por mencionar algunos, y que han sido incorporados a modelos espaciales para identificar zonas críticas de provisión de distintos servicios.

El subsistema económico-productivo incluye las actividades de transformación de los ecosistemas para el desarrollo de prácticas agrícolas y ganaderas, así como actividades de extracción de recursos ya sea maderables o no maderables. Este módulo enfatiza la generación de SE de provisión, aquellos centrados en satisfacer las necesidades de consumo locales y de mercados regionales, nacionales y globales. El análisis de la información económica de las comunidades locales, los municipios dentro de los cuales se ubica, y la de las políticas estatales y federales, y la historia socioambiental regional, nos permitió entender los principales cambios temporales en la provisión de SE, y nos sirve de base para explorar las consecuencias de tales cambios sobre los servicios de regulación (e.g., el mantenimiento de la fertilidad del suelo).

El subsistema socio-político-cultural comprende procesos sociales tales como la dinámica poblacional y sus efectos en el manejo de SE, la historia social, política y cultural de los grupos sociales habitantes del territorio bajo estudio, las instituciones sociales en torno al uso de recursos,

así como el contexto cultural de los grupos que habitan la región. A su vez, estos procesos responden a una dinámica política nacional y global donde la toma de decisiones externa afecta las interrelaciones entre los subsistemas. Nos hemos enfocado en algunas de las instituciones sociales (i.e., aquellas en torno al uso de ciertos SE como el agua), en las percepciones sobre los SE (tanto en la actualidad como en el pasado) de los distintos actores sociales, en la vulnerabilidad diferencial de los distintos grupos a cambios en provisión de SE, y en las relaciones de poder entre los actores en torno a su relación con los distintos SE. El concepto de territorio nos ha parecido fundamental para entender la relación que existe entre los pobladores, sus tierras y asentamientos, y la toma de decisiones.

La elaboración de este marco conceptual es un primer producto interdisciplinario. En torno a este marco conceptual hemos podido identificar los vínculos explícitos entre la capacidad de provisión de SE, la demanda de servicios de provisión, los factores asociados y sus consecuencias, y las características ecológicas, sociales, culturales económicas y políticas de la región y de sus actores.

DISCUSIÓN GENERAL Y PERSPECTIVAS

El presente capítulo plasma un proceso de reflexión colectiva del proyecto Cuitzmala, que nos está permitiendo construir un marco interdisciplinario propio para el análisis de los SE.

¿Qué avanzamos con el análisis de las características ecológicas y sociales particulares de AL? Este análisis nos permitió poner en contexto los retos específicos de nuestra zona de estudio identificando aquellos que son comunes a toda AL.

¿Es útil el abordaje a través de los servicios ecosistémicos? En el capítulo mostramos las ventajas y limitaciones de este enfoque. En particular, este concepto le ha permitido a nuestro grupo de trabajo entender la complejidad de las interacciones entre sociedades y ecosistemas, además de identificar los vínculos explícitos entre el ambiente biofísico, las principales actividades productivas, el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y los aspectos socioculturales y políticos de los habitantes de la región.

¿Cómo ha sido el desarrollo histórico de marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas? La breve revisión que hacemos aquí muestra un intenso desarrollo conceptual que se remonta al menos a la década de 1950. Esta revisión nos permite entender de dónde provienen las ideas que hoy en día dominan el estudio de sistemas sociales y ecológicos acoplados, y entender la evolución de las ideas en torno a este tema como algo muy dinámico.

¿Qué aporta la presentación de un marco conceptual particular a una región específica? En esta presentación queremos mostrar y explicar los procesos que motivaron las reflexiones propias del grupo. Se presentan retos importantes al compatibilizar las necesidades de los estudios disciplinarios para profundizar en el entendimiento de algunos procesos ecológicos o sociales con el entendimiento integral del sistema complejo. Nuestro marco se encuentra en construcción, pero resaltamos los acercamientos que consideramos más pertinentes para nuestro contexto ecológico y social particular.

¿Cuáles son las perspectivas futuras? El concepto de servicios ecosistémicos ha mostrado sus enormes bondades y está siendo adoptado de forma creciente tanto en ámbitos académicos como en espacios de gestión nacionales e internacionales. Es posible que su uso se mantenga o aumente en el futuro, y esto dependerá de que sus bondades superen a sus limitaciones. Lo que consideramos inminente es el desarrollo de múltiples investigaciones en el tema desde distintos marcos conceptuales, para distintas regiones con características ecológicas y sociales distintas, para distintas escalas espaciales y temporales, y para contestar una gran variedad de preguntas. En este camino, el desarrollo de marcos interdisciplinarios y la discusión de los ya existentes es un proceso muy enriquecedor que puede ayudar a la generación de entendimientos de gran utilidad tanto para la ciencia como para la solución de la problemática ambiental propia de AL.

En conclusión, el análisis de los servicios ecosistémicos y de los problemas ambientales debe ser abordado desde la perspectiva de la complejidad y a través del trabajo interdisciplinario. Consideramos fundamental continuar las reflexiones sobre este tema para evaluar lo aprendido y replantearse retos para el futuro. La comunicación entre diversos grupos es esencial para construir sinergias y avanzar más eficientemente y responder cruciales para encontrar soluciones la crisis ambiental de nuestra América Latina.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Helena Cotler, Marisa Mazari, Dulce María Espinosa, Francisco Aviña, Martha Alamazán, Amarantha Cabrera, María José Martínez-Harms, Alejandra Monsiváis, Erika Rojas, Marco Antonio Tapia, Jenny Trilleras y Georgina Vences por sus enriquecedoras discusiones y aportes a la construcción colectiva de nuestro marco conceptual. Agradecemos a Tamara Ortiz por su constante apoyo en la planeación de talleres para el intercambio interdisciplinario, a Heberto Ferreira y Alberto Valencia por apoyo técnico de cómputo. Este manuscrito se desarrolló gracias al

financiamiento de los proyectos SEP-CONACYT-200 50955, y PAPIIT UNAM IN304308.

BIBLIOGRAFÍA

Aboites, L. 1999. Problemas del agua en México. Comentarios sobre la bibliografía de la década de 1990. *Agua y Sociedad Rural* 3/4:27-42.

Alcorn, J. y V. Toledo. 1998. Resilient resource management in Mexico's forest ecosystems: the contribution of property rights. Pp. 216-249 en: Berkes, F. y C. Folke (eds.). *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge.

Alimonda, H. (ed.). 2002. *Ecología política, naturaleza, sociedad y utopía*. CLACSO, Buenos Aires.

Altieri, M. 1987. *Agroecology. The Scientific Basis of Alternative Agriculture*. Westview Press. Boulder, CO. EE.UU.

Audesirk, T., G. Audesirk y B.E. Bayers. 2004. *Biología: ciencia y naturaleza*. Pearson Prentice Hall, México.

Balvanera, P. y H. Cotler. 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica* 84-85:8-15.

Berkes, F., J. Colding y C. Folke. 2003. *Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Berkes, F. y C. Folke. 2000. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Berkes, F., C. Folke y M. Gadgil. 1995. Traditional Ecological Knowledge, Biodiversity, Resilience and Sustainability. Pp. 281-299 en: Perrings, C., K.-G. Mäler, C. Folke, C.S. Holling y B.-O. Jansson (eds.). *Biodiversity Conservation: Problems and Policies*. Kluwer Academic Press, Dordrecht. The Netherlands.

Blaikie, P. 1985. *The political economy of soil erosion in developing countries*. Longman Development Studies, Singapur.

Blaikie, P. y H. Brookfield. 1987. *Land degradation and society*. Taylor & Francis, EE.UU.

Boege, E. 2006. Territorios y diversidad biológica. Pp. 454 en: Concheiro, B., L. y B.F. López (eds.). *Biodiversidad y conocimiento tradicional en la sociedad rural*. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. Cámara de Diputados, LIX Legislatura - Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. México.

Boege, E., P. Encino y G. Ramírez. 2005. *Protegiendo lo nuestro: manual para la gestión ambiental comunitaria, uso y conservación de la biodiversidad de los campesinos indígenas de América Latina*. PNUMA.

Bookchin, M. 1964. Ecology and Revolutionary Thought. Times Change Press, New York.

Bookchin, M. 1982. The Ecology of Freedom: The Emergence and Dissolution of Hierarchy. Cheshire Books, Palo Alto, CA. EE.UU.

Boserup, E. y N. Kaldor. 1965. The conditions of agricultural growth: the economics of agrarian change under population pressure. Aldine, Chicago. EE.UU.

Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63:616-626.

Bulte, E.H., L. Lipper, R. Stringer y D. Zilberman. 2008. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. Environment and Development Economics 13:245-254.

Bustamante, R. y A. Durán. 2006. La valorización del agua y los servicios ambientales; una lectura crítica de los modelos conceptuales vigentes. Pp. 63 en: Isch, E. e I. Gentes (eds.). Agua y servicios ambientales: visiones críticas desde los Andes. Ediciones Abya - Yala. Water Law and Indigenous Rights. Consorcio CAMAREN, Quito, Ecuador.

Carpenter, S.R, H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. PNAS 106:1305-1312.

Castillo, A. 2005. Comunicación para la restauración: perspectivas de los actores e intervenciones con y a través de las personas. Pp. 67-75 en: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, México, D.F. México.

Castillo, A., C. Godínez, N. Schroeder, C. Galicia, A. Pujadas-Botey y L. Martínez Hernández. 2009. El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico, y provisión de servicios ecosistémicos en la Costa de Jalisco, México. Interciencia 34:844-850.

Castillo, A., A. Magaña, A. Pujadas, L. Martínez y C. Godínez. 2005. Understanding the Interaction of Rural People with Ecosystems: A Case Study in a Tropical Dry Forest of Mexico. Ecosystems 8:630-643.

Castillo, A. y V.M. Toledo. 2000. Applying ecology in the Third World: the case of Mexico. BioScience 50:66-76.

Coalición-Mundial-por-los-Bosques. 2006. ¿No puede salvarse si no puede venderse? De cómo los mercados de servicios ambientales empobrecen a la gente. www.wrm.org.uy/CMB/material.html (consultado el 05/05/2010).

Costanza, R., R. Darge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's

ecosystem services and natural capital. Nature 387:253-260.

Costanza, R. y S. Farber. 2002. Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. Ecological Economics 41:367-373.

Chayanov, A.V. 1985. La organización de la unidad económica campesina. Nueva Visión, Buenos Aires, Argentina.

Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, et al. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. Ecological Applications 6:665-691.

Daily, G. (ed.). 1997. Introduction: What are ecosystem services. Island Press, Washington, D.C.

Daily, G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. Science 289:395-396.

Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7:21-28.

Dary, C. (ed.). 2002. Género y biodiversidad en comunidades indígenas de Centroamérica. FLACSO, Tegucigalpa.

de Groot, R., M. Wilson y R. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41:393-408.

Del Álamo, O. 2004. América Latina una región en conflicto. Futuros 10(3). www.revistafuturos.info/futuros_10/conf_al_1.htm (consultado el 05/05/2010).

Díaz, S., J. Fargione, F. Stuart Chapin III y D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. PLoS Biology 4:1300-1305.

Dietz, T., E. Ostrom y P. Stern. 2003. The struggle to govern the commons. Science 302:1907-1912.

Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. Ecological Economics 65:663-664.

Enzensberger, H. 1974. Para una crítica de la ecología política. Cuadernos Anagrama. Barcelona, España.

Escalante, R., L.M. Galindo y H. Catalán. 2008. Una visión global de las tendencias de la agricultura, los montes y la pesca en América Latina y El Caribe 2008. UNAM-FAO.

FAO. 2004. Payment schemes for environmental services in watersheds. Land and Water Discussion Paper. Roma, FAO.

Fischer-Kowalski, M. 1998. Society's metabolism: The intellectual history of materials flow analysis. Part 1, 1860-1970. *Journal of Industrial Ecology* 2:61-78.

Fischer-Kowalski, M. y W. Huttler. 1998. The Intellectual History of Materials Flow Analysis. Part 2, 1970-1998. *Journal of Industrial Ecology* 2:107-136.

Folke, C. 1998. Ecosystem approaches to the management and allocation of critical resources. Pp. 313-345 en: Pace, M.L. y P.M. Groffman (eds.). *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer-Verlag, New York. Pp. 499.

Forest-Trends. 2008. Paso a Paso: Un Manual para Diseñar Transacciones de Servicios Ecosistémicos. Forest Trends, El Grupo Katoomba y PNUMA.

World Water Council. 2009. 5th World Water Forum: Istanbul 2009. Bridging Divides for Water. From March 16th to 22nd, 2009. Istanbul, Turkey.

Fried, M. 1967. The evolution of political society: an essay in political anthropology. Random House, New York. EE.UU.

Funtowicz, S. y B. de Marchi. 2000. Ciencia posnormal, complejidad reflexiva y sustentabilidad. En E. Leff (ed.). *La complejidad ambiental*. Siglo Veintiuno Editores, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades UNAM y PNUMA, México, D.F. México.

Galindo-Leal, C. 2000. Ciencia de la conservación en América Latina. *Interciencia* 25:129-135.

Gallopín, G. 1986. Ecología y ambiente. Pp. 126-172 en: Leff, E. (ed.). *Los Problemas del Conocimiento y la Perspectiva Ambiental del Desarrollo*. Siglo XXI, México, D.F.

García, R. 2006. *Sistemas Complejos*. Ed. Gedisa, México, D.F. México.

Gentes, I. 2006. ¿Pago sin derecho a los territorios y sus bienes? Una aproximación crítica a las políticas de servicios ambientales y valorización de recursos hídricos en las cuencas andinas. Pp. 254 en: Isch, E. e I. Gentes (eds.). *Agua y servicios ambientales. Visiones críticas desde los Andes*. Ediciones Abya - Yala. Water Law and Indigenous Rights. Consorcio CAMAREN, Quito, Ecuador.

GLP. 2005. Global Land Project. Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Secretariat, Stockholm. Suecia.

Gorz, A. 1995. *Capitalismo, socialismo y ecología*. HOAC, Madrid. España.

Grumbine, R. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8:27-38.

Guariguata, M. y P. Balvanera. 2009. Tropical forest service flows: towards a better understanding of the biophysical dimension of ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 258:1825-1829.

Haberl, H. 2001. The energetic metabolism of societies Part I: accounting concepts. *Journal of Industrial Ecology* 5:11-33.

Haberl, H. 2006. The global socioeconomic energetic metabolism as a sustainability problem. *Energy* 31:87-99.

Hartman, J. y L. Petersen. 2003. El mercadeo de servicios ambientales: lecciones aprendidas en el desarrollo cooperativo alemán. Pp. 51-66 en: Merino, L. y J. Robson (eds.). *El manejo de los recursos de uso común: Pago por servicios Ambientales*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., The Christensen Fund, Fundación Ford, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México.

Heal, G. 2000. *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Hernández-Xolocotzi, E. 1959. La agricultura la Península de Yucatán. Pp. 3-57 en: Beltran, E. (ed.). *Los Recursos Naturales del Sureste y su Aprovechamiento*. Publ. IMRNR, México, D.F. Vol. 2.

Holling, C. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley, New York. EE.UU.

Isch, E., e I. Gentes (eds.). 2006. *Agua y servicios ambientales: visiones críticas desde los Andes*. Quito, Ecuador. AbyaYala.

Kratena, K. 2004. Ecological value added in an integrated ecosystem-economy model, an indicator for sustainability. *Ecological Economics* 48:189-200.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.

Lazos Chavero, E. 1994. Diversification des systèmes agraires et les conséquences sur le système alimentaire maya du sud du Yucatan. *Journal d'Agronomie Tropicale et Botanique Appliquée* 36:79-109.

Lazos Chavero, E. 2008. La fragilidad de la biodiversidad: Semillas y suelos entre una conservación y un desarrollo empobrecido. Pp. 457-487 en: Seefoó, J.L. (ed.). *Desde los colores del maíz: Una agenda para el campo mexicano*. El Colegio de Michoacán, Zamora, Michoacán. México.

Leff, E. 1986. *Ecología y Capital: Hacia una Perspectiva Ambiental del Desarrollo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. México.

Lipietz, A. 1999. *Qu'est-ce que c'est l'Ecologie Politique ? La Découverte*, Paris.

Locatelli, B. y R. Vignola. 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *Forest Ecology and Management* 258:1864-1870.

Luck, G.W., R. Harrington, P.A. Harrison, P.A. Kremen, C. Berry, et al. 2009. Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience* 59:223-235.

Maass, J.M., P. Balvanera, A. Castillo, G.C. Daily, H.A. Mooney, et al. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17. www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/ (último acceso: 05/05/2010).

Maass, J.M., A. Castillo, M. Mazari, et al. 2003. Manejo del agua en la Cuenca del Río Cuixmala: bases ecológicas y sociales para un manejo integrado de cuencas. Proyecto Financiado por PAPIIT, UNAM.

Maass, J.M. y H. Cotler. 2007. Protocolo para el manejo de ecosistemas en cuencas hidrográficas. Pp. 41-58 en: Cotler, H. (ed.). *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, México, D.F. México.

Martínez Alier, J. 1992. *De la economía ecológica al ecologismo popular*. Icaria Ed., Barcelona, España.

MEA. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Meadows, D.H., D.L. Meadows, J. Randers y W.W. Behrens III. 1972. *The Limits to Growth*. Washington, D.C. Potomac Associates, New American Library. EE.UU.

Mintz, S.W. 1959. Labor and sugar in Puerto Rico and in Jamaica, 1800-1850. *Comparative Studies in Society and History* 1:273-281.

Mintz, S.W. 1973. A note on the definition of peasantries. *Journal of Peasant Studies* 1:91-106.

Montañés, V. 2000. Economía ilegal y narcotráfico en América Latina. *Papeles de cuestiones internacionales* 69:109-115.

Montes, C. 2007. Del desarrollo sostenible a los servicios de los ecosistemas. *Ecosistemas* 3:1-3.

Muñoz-Piña, C., A. Guevara Sanginés, J.M. Torres y J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.

Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.

O'Connor, J. 2002. ¿Es posible el capitalismo sostenible? Pp. 27-52 en: Alimonda, H. (ed.). *Ecología política, naturaleza, sociedad y utopía*. CLACSO, Buenos Aires.

O'Neill, R. 2001. Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). *Ecology* 82:3275-3284.

Odum, E.P. 1989. *Ecology and our endangered life support system*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts. EE.UU.

Ostrom, E. 2000. *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. Fondo de Cultura Económica, México. Pp. 395.

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65:722-724.

Pagiola, S., A. Arcenas y G. Platais. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33:237-253.

Pagiola, S., N. Landell-Mills y J. Bishop. 2003. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo. En S. Pagiola, N. Landell-Mills y J. Bishop (eds.). *La venta de servicios ambientales forestales. Mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo*. Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT).

Paré, L., D. Robinson y M.A. González (eds.). 2008. *Gestión de cuencas y servicios ambientales perspectivas comunitarias y ciudadanas*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología, Itaca, Raíces, Sendas, A.C., WWF.

Pengue, W. 2005. *Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. La transgénesis de un continente, México, D.F. México.

PNUMA. 2007. *América Latina y el Caribe, perspectivas del medio ambiente mundial*. Phoenix Design, Randers, Dinamarca.

Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta Ecológica* 84-85:17-26.

Quijas, S., B. Schmid y P. Balvanera. 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *Basic and Applied Ecology* 11: 582-593.

Rappaport, R. 1991. Ecosystems, populations and people. Pp. 41-71 en: E.F. Morán (ed.). *The ecosystem approach in anthropology: from concept to practice*. University of Michigan Press, Michigan. EE.UU.

Redfield, R., A.B. Pérez Castro, M.G. Ochoa Ávila y M. de la P. Soriano Pérez. 2002. *Antropología*

sin fronteras. Volumen I. Antología. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Antropológicas-Fideicomiso para la Cultura México-EE.UU-Fundación Rockefeller-Fundación Cultural Bancomer-Fondo Nacional para la Cultura y las Artes.

Rees, W.E. 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leave out. *Environmental and Urbanization* 4:120-130.

Rodríguez Jr., J.P., T.D. Beard, E.M. Bennett, G.S. Cumming, S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11:28.

Rosa, H. y S. Kandel. 2002. Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México. Prisma.

Rubio, B. 2001. Explotados y excluidos. Campesinos latinoamericanos en la fase agroexportadora neoliberal. Plaza y Valdes Ed., México, D.F. México.

Sarukhán, J., P. Balvanera, P. Ávila, et al. 2007. Desarrollo interdisciplinario de modelos conceptuales y herramientas metodológicas para el estudio de los servicios ecosistémicos. Proyecto de Investigación- SEP CONACYT 50955. Universidad Nacional Autónoma de México e Instituto de Ecología.

Scholes, R.J. 2009. Ecosystem services: Issues of scale and tradeoffs. En: Levin, S.A., S.R. Carpenter, H.C.J. Godfray, A.P. Kinzig, M. Loreau, J.B. Losos, B. Walker y D.S. Wilcove (eds.). *The Princeton guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ. EE.UU.

SEMARNAT. 2003. Introducción a los servicios ambientales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y Hombre naturaleza, México, D.F. México.

Slootweg, R., F. Vanclay y M. van Schooten. 2001. Function evaluation as a framework for the integration of social and environmental impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal* 19:19-28.

Stanford, J.A. y G.C. Poole. 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:741-744.

Steward, J. 1955. *Theory of culture change: the methodology of multilinear evolution*. Board of trustees. University of Illinois. Urbana, EE.UU.

Toledo, V. y M. González de Molina. 2007. *El metabolismo social: las relaciones entre la sociedad y la naturaleza*. Introducción a las ciencias sociales del medio ambiente. Valencia. Trotta/ Universidad de Granada. Trutta, España.

Toledo, V.M. y A. Castillo. 1999. Ecology in Latin America: seven thesis for a pertinent science in a region in crisis. *Interciencia* 24:157.

Troy, A. y M. Wilson. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60:435-449.

UN. 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations. unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf (último acceso: 20/11/2010).

Vayda, A. (ed.). 1969. *Environment and cultural behavior: ecological studies in cultural anthropology*. The American Museum of Natural History, Garden City, EE.UU.

Villa, M. y J. Martínez. 2000. *Tendencias y patrones de la migración internacional en América Latina y el Caribe*.

Westley, F., S. Carpenter, W. Brock, C. Holling y L. Gunderson. 2002. Why systems of people and nature are not just social and ecological systems. Pp. 103-120 en: Gunderson, L.H. y C. Holling (eds.). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Wheeler, T.J. 2007. Analysis, modeling, emergence & integration in complex systems: a modeling and integration framework & system biology. *Complexity* 13:60-75.

Wittmer, H. 2006. Introducción temática. En L. Merino y J. Robson (eds.). *El manejo de los recursos de uso común: Pago por servicios ambientales*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C., The Christensen Fund, Fundación Ford, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología.

Wolf, E. 1978. *Los campesinos*. 3ra edición, Barcelona, España.

Wunder, S., S. Wertz-Kanounnikoff y R. Moreno-Sánchez. 2007. Pagos por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica número especial* 84-85:39-52.

Capítulo 3

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS EN CHILE: ESTADO DEL ARTE Y DESAFÍOS

Antonio Lara y Rocío Urrutia

Instituto de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Casilla 567, Valdivia (Chile). Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Email Lara: antoniolara@uach.cl.

Resumen. Este capítulo presenta el estado del arte en el estudio de los servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile. La investigación sobre la cuantificación de estos servicios se ha enfocado en la producción de agua y oportunidades de pesca recreativa. Dentro de los hallazgos importantes se encontró que las cuencas cubiertas mayoritariamente por bosque nativo de segundo crecimiento (renovales) producen significativamente más agua que cuencas cubiertas por plantaciones de especies exóticas, en especial en verano. Por otra parte, estudios sobre el manejo de renovales indican que es posible realizar intervenciones para la producción simultánea de madera y agua, un hallazgo relevante en términos de futuras recomendaciones para producir servicios ecosistémicos en bosques manejados. Por último, se encontró que la cubierta de bosque renoval en corredores alrededor de los arroyos favorece la abundancia de truchas y, por ende, las oportunidades de pesca recreativa. Además de los estudios de cuantificación de servicios ecosistémicos, se han producido avances importantes en la valoración económica de estos servicios, en especial los referidos a la producción de agua y al turismo, los cuales se presentan en este trabajo. Por último, se exponen los desafíos pendientes en el estudio de los servicios ecosistémicos y se menciona de manera especial la importancia de la difusión y transferencia de resultados con el fin de contribuir a la adecuada toma de decisiones en los ámbitos de manejo y conservación de los bosques nativos en Chile, lo cual es aplicable a otros países.

INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos templados del sur de Sudamérica están caracterizados por su biodiversidad, por su alto grado de endemismos y por la presencia de especies de gran longevidad, tales como el alerce (*Fitzroya cuppresoides*), que puede vivir más de 3600 años (Lara y Villalba 1993, Armesto et al. 1998, Smith-Ramírez 2004). Estos bosques ocupan una superficie de 13.4 millones de ha en Chile, lo cual representa el 20% del territorio nacional y más de la mitad de los bosques templados del Hemisferio Sur (Alaback 1991, Donoso 1993, CONAF et al. 1999). La mayor parte de estos bosques se encuentran en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos (entre los 35° y los 48° S) en Chile y áreas adyacentes de Argentina, región clasificada entre las de mayor prioridad para la conservación a nivel mundial (Olson y Dinerstein 1998) por su alto grado de endemismos y amenazas de conservación.

A lo largo de su historia, los bosques en Chile han sido poco valorados, y se los ha usado principalmente para la producción de madera y de leña (a través de la aplicación de esquemas de manejo no sustentables), o como terrenos para la expansión de la agricultura y otras actividades productivas como, por ejemplo, plantaciones forestales de especies exóticas (en particular *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.). Esto ha afectado mucho su conservación, en conjunto con la ocurrencia de incendios forestales causados por el Hombre, lo que ha llevado a una tasa media anual de 13000 ha de bosques quemados entre 1995 y 2005 (Lara et al. 2006).

La política forestal chilena predominante en las últimas décadas (desde 1974) ha subsidiado el establecimiento de plantaciones de especies exóticas a través de incentivos económicos, en desmedro del manejo sustentable y la conservación de los bosques nativos. Esta política, junto con la liberalización de las exportaciones y la privatización de plantaciones y fábricas de celulosa, explican el rápido crecimiento de la industria forestal basada sobre plantaciones. Los resultados de este modelo forestal en relación con el aumento de la producción y las exportaciones, han determinado que a menudo sea considerado como un modelo exitoso y un ejemplo a seguir en otros países del mundo (Lara y Veblen 1993, Sedjo et al. 1999, Lara et al. 2006). Sin embargo, una nueva ley, aprobada en julio de 2008 después de 16 años de discusión, establece por primera vez el pago de incentivos para el manejo y la conservación de los bosques naturales, además de un fondo para la investigación en el tema.

La visión histórica de los bosques nativos como productores de madera y leña ha limitado su valoración como importante productor de servicios ecosistémicos. Estos servicios se refieren a aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Algunos servicios relevantes de los bosques son, por ejemplo, la estabilización de los suelos, la regulación de los cursos de agua en cuanto a cantidad y calidad, el reciclaje de nutrientes y la fijación de carbono, entre otros.

Los servicios ecosistémicos son cruciales para el desarrollo económico y el bienestar social (Costanza et al. 1997), y su producción depende de la estructura y procesos dentro de los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment 2003). No obstante, estos servicios han sido por lo general ignorados y no se los ha considerado en la toma de decisiones; esto ha llevado frecuentemente a su degradación, con un impacto negativo para la sociedad. La inadecuada cuantificación y valoración económica de los servicios ha provocado que en la mayor parte de los casos en diferentes países carezcan de un precio de mercado que los haga comparables a otros bienes (Costanza et al. 1997, Nahuelhual et al. 2007, Lucke 2008).

Ciertas investigaciones en curso en Chile han empezado a demostrar la importancia de los bosques nativos en la producción de servicios ecosistémicos, tales como la provisión de agua (en calidad y cantidad), y las oportunidades turísticas y de pesca recreativa (Lara et al. 2003, Nahuelhual et al. 2007, Lara et al. en prensa). Este capítulo muestra el estado del arte en la cuantificación y la valoración de los servicios ecosistémicos de los bosques nativos en Chile, y los principales desafíos asociados. Existe una imperante necesidad a nivel nacional e internacional de incorporar esta información en la toma de decisiones para la conservación y el manejo de los bosques naturales. Para comenzar y darle un contexto a la investigación realizada en Chile, se presenta una breve descripción del grupo científico que lidera este tipo de estudios en el país.

NÚCLEO CIENTÍFICO FORECOS

FORECOS (Forest Ecosystem Services, cuyo nombre en Español es Servicios Ecosistémicos del Bosque Nativo a Sistemas Acuáticos bajo Fluctuaciones Climáticas) es un grupo de investigación de la Universidad Austral de Chile que nació en el año 2002 con el apoyo y el financiamiento de la Iniciativa Científica Milenio, del Ministerio de Planificación y Cooperación de Chile.

Desde que fue creado, su labor de investigación se ha enfocado en determinar el rol del bosque nativo como regulador de la calidad y la cantidad de agua en distintas escalas espaciales y temporales en la ecorregión de los bosques valdivianos. Entre sus objetivos también se encuentra la búsqueda de los sistemas silviculturales más idóneos que permitan maximizar la producción de este recurso. Otro eje importante de la investigación desarrollada por el Núcleo es el desarrollo de un modelo económico que genere herramientas conceptuales y formales para la valoración económica de los servicios ecosistémicos asociados al bosque nativo, y el desarrollo de estrategias que traduzcan esos valores en políticas claras y coherentes.

La complejidad científica de la línea de investigación requiere de un enfoque transdisciplinario, por lo que FORECOS ha estado siempre conformado por un grupo de investigadores de distintos Institutos y Facultades dentro de la Universidad, integrando diferentes disciplinas.

Por último, es importante destacar que la educación, la difusión y la transferencia de la información generada por el Núcleo a comunidades que utilizan el bosque y sus servicios, así como a los tomadores de decisiones ha sido un eje fundamental en el desarrollo de este proyecto a lo largo de sus años.

EVALUACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS

La investigación realizada desde el año 2002 por el Núcleo cuantificó la producción de agua y las oportunidades de pesca recreativa como dos servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques nativos en el sur de Chile (39°50' - 42°30' S) (Lara et al. en prensa). Esta área de estudio se caracteriza por un clima templado húmedo oceánico con influencia mediterránea. La precipitación anual fluctúa entre 1700 y 4500 mm. Las preguntas abordadas fueron las siguientes. ¿Cómo

varían los caudales en función de la cobertura de bosque nativo y de plantaciones de especies exóticas? ¿Cómo afecta el manejo de los bosques nativos a la producción de agua? ¿Cómo se relaciona la abundancia de peces salmonídeos con la cubierta de bosque nativo en las cuencas? (Lara et al. en prensa).

La relación bosque nativo con producción de agua se evaluó en seis cuencas de la Cordillera de la Costa de Valdivia (con superficie que variaron entre 140 y 1462 ha). Estas cuencas presentan un amplio rango de variación en el porcentaje de superficie cubierta por bosques nativos, plantaciones de especies exóticas, matorrales y praderas en cada una de ellas. Para poder compararlas, se han seleccionado cuencas con similar topografía, geología, elevación, clima y tipos de suelo. El caudal fue medido a diario durante cuatro años (abril de 2003 a marzo de 2007) a través de reglas de medición del nivel de agua instaladas en los caudales y observaciones diarias por personal habilitado. La superficie de bosque nativo y otros usos fue determinada a través de la clasificación de fotos aéreas escala 1:8000 y 1:10000, tomadas en 2004, y de ortofotos digitales (Lara et al. en prensa).

La relación entre bosque nativo y producción de agua arrojó una correlación positiva y significativa entre el porcentaje de la cuenca cubierta por renovales de bosque nativo (bosque de segundo crecimiento) y el coeficiente de escorrentía anual ($R^2=0.67$, $P<0.05$), calculado dividiendo el volumen del caudal por la precipitación [para mayores detalles sobre la metodología, ver Lara et al. en prensa]. Este valor de correlación fue máximo en el verano (enero a marzo, $R^2=0.76$, $P<0.05$, Figura 1). En el caso de la relación plantaciones-escorrentía, las correlaciones fueron negativas y, en especial, significativas para el caso del verano ($R^2=0.84$, $P<0.05$). Las ecuaciones lineales obtenidas mediante la relación bosque nativo-escorrentía permitieron desarrollar indicadores de producción de agua como servicio ecosistémico del bosque. Es así como un incremento de 10% en la cubierta de bosque nativo produciría un aumento de 14.1% en el caudal de verano. La relación inversa de la misma magnitud también podría ocurrir (una reducción del caudal ante una disminución de la cobertura de bosque nativo en dichas cuencas). Por otra parte, un incremento de 10% en la superficie cubierta por plantaciones produciría una disminución de los caudales de esa misma estación en 20.4%. Estos resultados son consistentes con la alta demanda evapotranspirativa de las plantaciones de *Eucalyptus* spp. y *Pinus* spp. (Calder et al. 1997, Scott y Lesch 1997, Farley et al. 2005, Jackson et al. 2005, Huber et al. 2008). Es importante mencionar que las superficies de bosque nativo y plantaciones no son complementarias dentro de las cuencas; es decir, existen otros usos (e.g., matorrales, praderas y suelos agrícolas) que varían entre 8% y 20.3% de la superficie para las seis cuencas consideradas.

Otro estudio realizado por Little et al. (en prensa) evaluó la variación temporal de los residuales obtenidos de la relación caudal-precipitación para dos cuencas de gran escala en el centro sur de Chile (PPN, 25000 ha; CQA, 71000 ha). Las imágenes satelitales de alta resolución muestran que en estas cuencas ha tenido lugar una disminución de la superficie de bosque nativo de 52.3% a 14.2% en PPN, y de 36.1% a 8.1% en CQA, para el período 1975-2000. Por el contrario, el porcentaje de plantaciones de exóticas, en particular *Pinus radiata*, aumentó de 8.7% a 35.7% en PPN, y de 4.7% a 20% en CQA, para el mismo período. En el análisis temporal se encontró una tendencia negativa en los residuales de la correlación entre precipitación y caudal de verano ($P=0.035$ y $P=0.008$ para PPN y CQA, respectivamente). Este patrón se interpreta como evidencia de un cambio en el régimen hidrológico debido a los cambios en el uso de suelo en las cuencas. Un análisis de regresión múltiple entre los caudales anuales y estacionales demostró que, además

de la precipitación, el porcentaje cubierto por plantaciones también es un predictor significativo del caudal de verano, con una correlación parcial negativa de -0.46 y -0.43 para PPN y CQA, respectivamente (Little et al. en prensa). Este es el primer estudio que documenta el efecto negativo de las plantaciones forestales sobre la producción de agua en cuencas de gran tamaño.

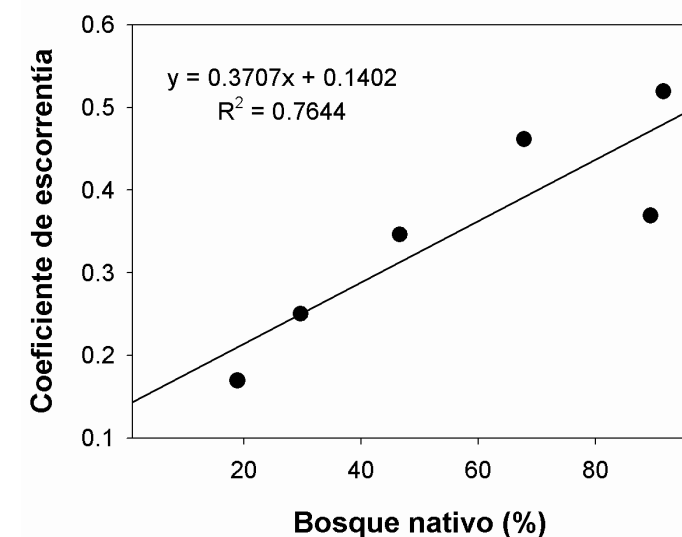


Figura 1. Relación entre el coeficiente de escorrentía de verano (calculado como caudal/precipitación) y el porcentaje de bosque nativo en la cuenca, para las seis cuencas estudiadas en la Cordillera de la Costa de Valdivia. El coeficiente de escorrentía incluye precipitación de verano y de primavera.

La evaluación del efecto del manejo del bosque nativo sobre la producción de agua en dos cuencas cubiertas por renovales de *Nothofagus obliqua* - *N. alpina* de 50 años de edad (una manejada mediante un raleo y otra control sin intervención) arrojó que la cuenca sometida a raleo (12.6 ha, 35% del área basal total removida) produjo un caudal anual superior en 24% comparado con la cuenca sin intervención (7.4 ha) durante cuatro años de observación (2003-2007). La mayor diferencia relativa entre ambas cuencas ocurrió en verano, y fue de 40% (Figura 2), lo cual indica que el manejo adecuado de los bosques para producción de madera también puede contribuir a la producción de agua, en especial en la estación de menores precipitaciones, cuando el agua es más escasa y genera, en muchos casos, problemas de abastecimiento para diferentes usos. La mayor producción de agua en un bosque manejado se debería a la menor interceptación por las copas de los árboles y a la menor evapotranspiración en esta cuenca comparada con la cuenca control (Lara et al. en prensa). Es necesario destacar que de acuerdo a observaciones en los fluviómetros instalados en el área, esta mayor producción de agua no se ha traducido en una mayor tasa de sedimentación, lo que se puede explicar en parte pues existe una faja de protección de 15 m a cada lado del curso de agua y por la suficiente cobertura de copas remanente después del raleo.

Por último, al relacionar la abundancia de peces (nativos y no nativos) con la cobertura de uso de suelo en corredores ("buffers") de distinto tamaño alrededor de los cauces, fue posible encontrar una correlación positiva y significativa entre la abundancia relativa de truchas (especie exótica) y la cubierta de bosque nativo de segundo crecimiento. La correlación fue máxima en un corredor

de 60 m de ancho x 1000 m de largo ($R^2=0.65$, $P<0.05$). Al usar la ecuación lineal encontrada y los valores medios de los resultados, se desarrolló un indicador para las oportunidades de pesca recreacional como servicio ecosistémico, y se estimó un 14.6% de aumento en la abundancia de truchas por cada 10% de aumento en la cobertura de bosque nativo renoval en el corredor mencionado (Lara et al. en prensa). La relación inversa de la misma magnitud también podría ocurrir (una reducción de la abundancia de truchas ante una disminución de la cobertura de bosque nativo en dichas áreas). La relación positiva entre la abundancia de truchas y el porcentaje de bosque nativo en corredores puede explicarse por las interacciones complejas entre factores bióticos y abióticos en los cauces asociados a la vegetación ribereña que favorecerían la mayor abundancia de truchas (e.g., mayor abundancia de invertebrados (que servirían de alimento para estos peces, temperaturas más bajas, mayor concentración de oxígeno y baja turbidez, entre otros) (Soto et al. 2006). Por otra parte, la abundancia relativa (%) de peces nativos tuvo una correlación negativa con la cubierta de bosque nativo renoval dentro de los corredores, lo que es consistente con lo presentado por Soto et al. (2006) para cuencas completas. Este patrón puede ser explicado por una mayor abundancia de truchas (que compiten con los peces nativos y los desplazan, lo cual ha sido documentado en Nueva Zelanda) (McIntosh et al. 1992, Glova 2008) y por una segregación interactiva, reportada en Chile por Penaluna et al. (2009).

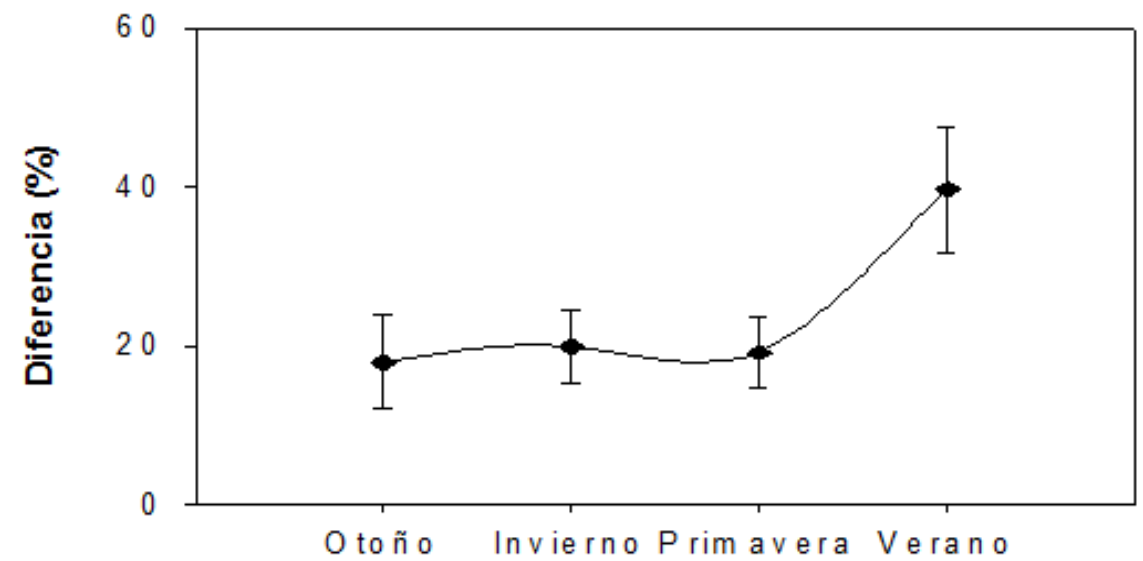


Figura 2. Diferencia en escorrentía (en porcentaje) entre una cuenca raleada y una cuenca no intervenida a través de las estaciones del año.

Los mencionados hallazgos asociados a los servicios ecosistémicos del bosque nativo ponen de manifiesto tanto la importancia de estos servicios como la necesidad de contar con una política dirigida a la conservación y el manejo sustentable de los bosques.

VALORACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES NATIVOS

La valoración económica de los servicios ecosistémicos es un área de investigación relativamente nueva en Chile, que busca proveer de información para la toma de decisiones adecuadas en el ámbito del manejo y la conservación de los bosques nativos. El trabajo en FORECOS se ha centrado en la valoración de diversos servicios ecosistémicos, no sólo en los que fueron anteriormente presentados, sino también en otros tales como las oportunidades de turismo y el mantenimiento de la fertilidad del suelo en bosques de la ecorregión valdiviana (Nahuelhual et al. 2007, Núñez et al. 2006). A continuación se hace una breve referencia a cada uno de estos estudios.

Núñez et al. (2006) estimaron el valor económico de la producción de agua por parte de los bosques nativos en la cuenca de Llancahue, que provee de agua potable a la ciudad de Valdivia ($39^{\circ}38' S - 73^{\circ}5' O$). El valor de este servicio, estimado por medio del método de función de producción, fue de $162 \text{ U\$S.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ para la temporada de verano, cuando este servicio es más escaso, y de $61.2 \text{ U\$S.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ para el resto del año.

Por otra parte, Nahuelhual et al. (2007) estimaron, por medio del método de costo de viaje, el valor económico de las oportunidades de recreación como un servicio ecosistémico de los bosques dentro de los Parques Nacionales Puyehue y Vicente Pérez Rosales. Este estudio estimó un valor de $1.6\text{-}6.3 \text{ U\$S.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ cuando se consideró toda el área de los parques nacionales, y un valor de $35\text{-}178 \text{ U\$S.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ cuando sólo se incluyó el área de uso intensivo.

Por último Nahuelhual et al. (2007) estimaron el valor del mantenimiento de la fertilidad del suelo en bosques de *Nothofagus* de la Cordillera de Nahuelbuta a través del método de costo de reemplazo. Este método generó el valor de tal beneficio a través de la estimación del costo de reemplazo de los nutrientes que se pierden cuando los bosques son sustituidos por uso agrícola. De acuerdo a Oyarzún (1997), los bosques nativos sin intervención pueden perder hasta $0.25 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ de suelo. Este valor puede aumentar hasta $16 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ cuando los bosques son cosechados y transformados a suelos agrícolas, y, a su vez, se pueden perder diversos minerales en escorrentía y sedimentos (Mancilla 1995). En este caso, el valor económico del mantenimiento de la fertilidad del suelo fue calculado en $263 \text{ U\$S.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$.

La estimación del valor económico de los servicios ecosistémicos contribuiría con información a los análisis costo-beneficio en relación a la implementación de regulaciones, programas o iniciativas que incluyan temáticas tales como manejo, preservación, restauración y conservación de los recursos naturales. Es así como la evaluación y la valoración económica de los servicios ecosistémicos proveen la base para el establecimiento de un sistema de Pago por Servicios Ecosistémicos (PSE) desde el gobierno o entre proveedores privados y usuarios de dichos servicios.

DESAFÍOS PENDIENTES

Un desafío importante dentro de la temática de los servicios ecosistémicos en Chile es continuar con la cuantificación del servicio de producción de agua en distintos tipos de bosques. Un ejemplo importante lo constituye la determinación de cuánta agua producen los bosques de zonas

subhúmedas (800-1500 mm/año de precipitación) y semiáridas (300-800 mm/año, 32° a 39°30' S), ambas bajo un clima mediterráneo con 5 a 8 meses secos. Estos bosques concentran más del 79% de la población y, en consecuencia, una elevada demanda de agua. La cuantificación del servicio de producción de agua tendría el fin de promover la conservación o restauración de bosques dentro del escenario actual de degradación (mediante el madereo a tasas y con métodos no sustentables) y destrucción (incendios, conversión a plantaciones forestales y fruticultura).

La mayor producción de agua por los bosques nativos contribuiría a aminorar los efectos adversos provocados por el cambio climático, en especial en cuanto a las proyecciones que indican una disminución en las precipitaciones en la zona centro-sur de Chile, sobre todo en los meses de verano hasta 40% en el escenario más adverso (Fuenzalida et al. 2007). Por otra parte, la mayor producción de agua por los bosques resulta importante debido al crecimiento actual y al proyectado en la demanda de agua en el sur del país para el consumo humano, el riego, el turismo, la salmonicultura, y la generación hidroeléctrica (Lara et al. 2008). Pese a estas ventajas de los bosques nativos, es importante tener en cuenta que las plantaciones de pinos y eucaliptos tienen otras ventajas, asociadas a la producción de madera, que están dadas por su rápido crecimiento y por la gran demanda de productos en Chile y en otros países (Sedjo 2001, Cubbage et al. 2007). En este contexto, las decisiones de uso del suelo en nivel de cuencas estarán determinadas a partir de los valores que se asignen a la provisión de agua y otros servicios ecosistémicos por los bosques nativos, o a la producción de madera por las plantaciones de especies exóticas. De lo anterior se deriva el desafío de desarrollar la investigación necesaria para encontrar diferentes combinaciones entre la proporción de bosques nativos y plantaciones en las cuencas, en busca de lograr balances adecuados entre producción de madera y de agua para diferentes situaciones de demanda, localización, condición climática, etc. Además, se deberá estudiar la composición, la densidad, la localización y otras características del bosque nativo y plantaciones que hacen más compatible la producción combinada. En esta investigación son relevantes las herramientas de simulación y optimización considerando diferentes escenarios.

Los estudios de cuantificación de servicios ecosistémicos realizados en Chile muestran hallazgos importantes en cuanto a los servicios que proveen los bosques de segundo crecimiento, por lo que otro desafío importante es realizar estudios similares para los bosques adultos. Por otra parte, la cuantificación de otros servicios ecosistémicos de los bosques (e.g., la protección de los suelos, la captura de carbono y la generación de biodiversidad) es también un desafío relevante tomando en cuenta el escenario de cambio climático actual, en el que resulta urgente contar con información para adoptar medidas de mitigación y adaptación a los cambios.

Por último, la necesidad de cuantificar los servicios que proporcionan los ecosistemas trasciende la esfera de los bosques nativos y también debe extenderse a otro tipo de ecosistemas (e.g., dulce-acuícolas o de borde costero), resultando prioritario establecer estudios transdisciplinarios que permitan evaluar y determinar cuánto producen los recursos naturales en su conjunto en un área determinada.

CONCLUSIONES

El creciente conocimiento y cuantificación de los servicios ecosistémicos, además de la estimación de su valor económico, proveen una base importante para cambiar las preferencias de la sociedad en cuanto a su conservación y manejo. Sin embargo, esto requiere que además del trabajo científico se realice la realice la correspondiente difusión y transferencia de este conocimiento, de modo que sea considerado para la correcta toma de decisiones. Esto debería suceder tanto en el ámbito de los propietarios de bosques, empresarios, comunidades, sociedad en general, como en el de los legisladores y autoridades vinculadas a la implementación de políticas públicas.

Dentro de este contexto, la actual ley de bosque nativo aprobada en 2008, si bien no incorpora un sistema de Pago por Servicios Ecosistémicos proveerá incentivos a los propietarios de bosques para actividades como raleos, recuperación de bosques degradados y conservación. Esto debería de impactar de manera favorable el manejo adecuado, en la conservación de los bosques nativos, en su valoración y, por ende, en los servicios ecosistémicos que los bosques proporcionan.

La cuantificación de los servicios ecosistémicos resulta fundamental en la provisión de modelos para el manejo de los recursos y para el desarrollo de políticas públicas. Sin embargo, tales estudios son en extremo escasos en la literatura científica. Algunas investigaciones realizadas en Chile han cuantificado y estimado las tasas de cambio de los servicios ecosistémicos en función de la cobertura de bosque nativo para cuencas y condiciones ambientales específicas en el sur del país. Métodos similares proveerían información valiosa para otras regiones en Chile y otros países, y promoverían oportunidades nuevas para la conservación y el manejo sustentable de los bosques.

AGRADECIMIENTOS

Reconocimientos especiales a: Núcleo Científico FORECOS (P04-065-F), a los proyectos Fondecyt 1020183 y 1050298, al proyecto REFORLAN INCO-CT 2006-032132 de la Unión Europea y al Proyecto CRN II N° 2047 del Instituto Interamericano para el Estudio del Cambio Global (IAI).

BIBLIOGRAFÍA

Alaback, P. 1991. Comparative ecology of temperate rainforests of the Americas along analogous climatic gradients. *Revista Chilena de Historia Natural* 64:399-412.

Armesto, J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez y M.K. Arroyo. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282:1271-1272.

Calder, I.R., P.T. Rosier, K.T. Prasanna y S. Parameswarappa. 1997. *Eucalyptus* water use greater than rainfall input a possible explanation from southern India *Hydrological & Earth System Science* 1:249-256.

CONAF, CONAMA, BIRF (Corporación Nacional Forestal, Comisión Nacional del Medio Ambiente y Banco Interamericano de Reconstrucción y Fomento). 1999. Proyecto catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe regional Décima Región.

Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Cubbage, F., P. Mac Donagh, J. Sawinski, R. Rubilar, P. Donoso, et al. 2007. Timber investment return for selected plantations and native forest in South America and the southern United States. *New Forests* 33:237-255.

Donoso, C. 1993. Ecología de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Fuenzalida, H., P. Aceituno, M. Falvey, R. Garreaud, M. Rojas, et al. 2007. Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI. Informe Técnico preparado para la Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA. Santiago, Chile.

Farley, K., E. Jobbágy y R. Jackson. 2005. Effect of Afforestation on Water Yield: a global Synthesis with Implications for Policy *Global Change Biology* 11:1565-1576.

Glova, G.J. 2008. A test for interaction between brown trout (*Salmo trutta*) and inanga (*Galaxias maculatus*) in an artificial stream. *Ecology of Freshwater Fish* 12:247-253.

Huber, A., A. Iroumé y J. Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantation on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22:142-148.

Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S.B. Roy, D.J. Barrett, et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 210:1944-1947.

Lara, A. y T. Veblen. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? Pp. 118-139 en: Mather, A. (ed.). *Afforestation: Policies Planning and Progress*. Belhaven Press, Londres. UK.

Lara, A. y R. Villalba. 1993. A 3620-year temperature record from *Fitzroya cupressoides* tree-rings in Southern South America. *Science* 260:1104-1106.

Lara, A., D. Soto, J. Armesto, P. Donoso, C. Wernli, et al. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos Chilenos. Universidad Austral de Chile. Valdivia.

Lara, A., R. Reyes y R. Urrutia. 2006. Bosques Nativos. Pp. 107-139 en: Instituto de Asuntos Públicos, Universidad de Chile (eds.). *Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile*. Santiago, Chile.

Lara, A., C. Little, R. Urrutia, J. McPhee, C. Álvarez-Garreton, et al. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4):415-424.

Lara, A., R. Villalba y R. Urrutia. 2008. A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change* 86:331-356.

Little, C., A. Lara, J. McPhee y R. Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374(1):162-170.

Lucke, S. 2008. Approaches to ecosystem service assessment in forest ecosystems en: Grant, F., J. Young, P. Harrison, M. Sykes, M. Skourtos, M. Rounsevell, T. Kluvánková-Oravská, J. Settele, M. Musche, C. Anton y A. Watt (eds.). *Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change*. Report of the RUBICODE electronic conference.

Mancilla, G. 1995. Erosión bajo cubiertas vegetales en la cordillera de Nahuelbuta, Chile, Tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago.

McIntosh, A., C. Townsend y T. Crowl. 1992. Competition for space between introduced brown trout (*Salmo trutta* L.) and native galaxiid (*Galaxias vulgaris* Stokell) in a New Zealand stream. *Journal of Fish Biology* 41:63-81.

Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, D.C. World Resources Institute. EE.UU.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Synthesis Report. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 12-11-2010).

Nahuelhual, L., P. Donoso, A. Lara, D. Núñez, C. Oyarzún, et al. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9:481-499.

Núñez, D., L. Nahuelhual y C. Oyarzún. 2006. Forests and water: the value of forests in providing water for human consumption. *Ecological Economics* 58:606-616.

- Olson, D. y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A Representaion Approach to Conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- Oyarzún, C. 1997. Estudio a mesoescala de la erosión del suelo en una cuenca hidrográfica de montaña, Chile central. *Meridiano* 5:23-28.
- Penaluna, B., I. Arismendi y D. Soto. 2009. Evidence of interactive segregation between introduced trout and native fishes in Northern Patagonian Rivers, Chile. *Transaction of American Fisheries Society* 138:839-845.
- Scott, D. y W. Lesch. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments. South Africa. *Journal of Hydrology* 199:360-377.
- Sedjo, R.A., A. Goetzl y S. Moffat. 1999. Sustainability of Temperate Forests. *Resources for the Future*. Washington, D.C. EE.UU. Pp. 102.
- Sedjo, R.A. 2001. The role of forest plantations in the word's future timber supply. *The Forestry Chronicle* 77(2):221-225.
- Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation* 13:373-393.
- Soto, D., I. Arismendi, J. González, J. Sanzana, F. Jara, et al. 2006. Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Revista Chilena de Historia Natural* 79:97-117.

Capítulo 4

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: TEORÍA, MÉTODOS Y APLICACIONES

Julio A. Penna¹, Jorge D. de Prada² y Estela Cristeche¹

¹Instituto de Economía y Sociología (IES). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Email Penna: penna@correo.inta.gov.ar. Email Cristeche: ecristeche@correo.inta.gov.ar. ²Departamento de Economía Agraria. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Email de Prada: jdeprada@ayv.unrc.edu.ar.

Resumen. El objetivo del trabajo es mostrar como la valoración económica de los servicios ambientales (VESA) puede contribuir en los procesos de toma de decisiones públicos y privados y contemplar su posible utilización en el diseño de políticas, normas legales, proyectos, o nuevos mecanismos institucionales, como el pago por servicios ambientales. El marco teórico muestra las imperfecciones de mercado que dan origen a dos subdisciplinas de la Economía, Economía de Recursos Naturales y Ambiental, y el desarrollo de los métodos de VESA. También se presenta un esquema conceptual que ilustra el proceso de toma de decisiones y cómo la VESA ayuda a incluir a los servicios ecosistémicos en la toma de decisiones. A través de la metodología de análisis beneficios-costos se muestra la diferencia entre el enfoque económico y social que incluye la VESA, y el enfoque privado, que la ignora. La presentación y la discusión de los métodos de VESA con tres aplicaciones de los valores económicos de una externalidad de la erosión de suelo sobre la infraestructura de caminos ilustran cómo la VESA puede servir de base para el diseño de las políticas públicas que ayudan a mitigar problemas ambientales.

INTRODUCCIÓN

La valoración económica de los servicios ambientales (VESA) constituye un conjunto de herramientas que tienen como sustento la teoría económica. Su aplicación brinda información útil para la toma de decisiones privadas o sociales en aspectos que involucren a los servicios que ofrecen los ecosistemas que no han sido considerados en su verdadera dimensión por el mercado en la producción y el consumo de bienes y servicios, o por el Estado en el establecimiento de políticas que regulen el accionar de los individuos, el mercado y del propio Estado.

Los ecosistemas en los que interviene el Hombre pueden considerarse como proveedores de cuatro flujos de bienes y servicios hacia la economía (Freeman III 1993). El primer flujo son bienes (i.e., productos que son utilizados como insumos materiales o productos terminados) como alimentos, madera, resinas, leña, animales, pieles, petróleo y minerales. La “Economía de los Recursos Naturales” ha puesto un énfasis especial en este flujo de bienes. El segundo flujo de servicios que proveen los ecosistemas a la economía es el hábitat para soportar la vida y la biodiversidad, en forma de aire para respirar, almacenamiento y provisión de agua, espacio físico y un régimen de condiciones climáticas específicas. El tercer flujo de servicios se refiere al conjunto de amenidades que brinda el ecosistema, tales como la oportunidad para realizar actividades recreativas, la observación de la vida silvestre y el paisaje, entre otras. Por último, el cuarto flujo de servicios considerado por Freeman III (1993) corresponde a aquellos asociados con la dispersión, la transformación y el almacenamiento de los residuos de la actividad económica. La Economía Ambiental ha puesto un énfasis particular en estos últimos. Clasificaciones más reciente de los servicios ambientales ponen más énfasis y precisión en los últimas tres flujos (de Groot et al. 2002, MA 2005).

En cuanto a las políticas públicas que atienden aspectos referidos a los recursos naturales y el medio ambiente, la consideración de la dimensión económica es justificada por dos vías argumentales: la equidad intergeneracional y la equidad intrageneracional (Sadoulet y de Janvry 1995). La primera se refiere a los problemas que puede causar la generación actual sobre el ecosistema en cuanto a la degradación, la destrucción y el agotamiento de los recursos naturales en los procesos producción-distribución-consumo de bienes y servicios, y también en cuanto a la deposición final de residuos, al imposibilitar la disposición de los mismos recursos en calidad y en cantidad a las generaciones venideras. En este sentido, la Economía de los Recursos Naturales desde su origen, atribuido al trabajo de Hotelling (1931), ha estado vinculada a este tipo de problemas (ver Devarajan y Fisher 1981, Solow 2009). Esta subdisciplina ha desarrollado herramientas analíticas para comprender mejor los posibles efectos de las decisiones de producción y de consumo actual sobre las posibilidades de producción y de consumo de las generaciones venideras, y ofrece alternativas para diseñar políticas que permitan reducir eventuales inequidades entre generaciones.

Por otro lado, pueden plantearse problemas de inequidad que afecten a la generación presente. Este es el caso de situaciones en las que ciertos actores toman decisiones de producción o de consumo que causan perjuicios o beneficios a terceros; estos perjuicios o beneficios no se ven reflejados de manera apropiada en el sistema de precios de mercado. Este fenómeno es conocido como una falla de mercado denominada, en términos genéricos, externalidad. Las externalidades pueden ser negativas (e.g., la contaminación del agua, del aire, de la biosfera o del suelo) o positivas (e.g., la revalorización de los atributos escénicos, la descontaminación del agua, del aire y del suelo, el control de la emisión de gases de efecto invernadero, el control de la erosión de

suelo, etc.). La consecuencia inmediata de esta falla de mercado es que los actores económicos, guiados por los precios de mercado, producirán una cantidad de externalidades negativas superior (o, en el caso de externalidad positiva, inferior) a lo socialmente deseable. La Economía Ambiental ha desarrollado teoría, métodos y formas de incorporar a la política los estímulos apropiados para reducir estas inequidades intrageneracionales; su origen también se remonta a principios del siglo pasado con el trabajo de Pigou (1920) (Cropper y Oates 1992, Venkatachalam 2007).

En sus orígenes, tanto la Economía de los Recursos Naturales como la Economía Ambiental fueron diferenciadas; sin embargo, constituyen áreas cuyos límites no son tan claros y precisos y, en muchos casos, utilizan la VESA como una herramienta o técnica, y establecen las bases teóricas o límites de la misma (Randall 1985, Freeman III 1993, Tietenberg 2000).

Un campo de desarrollo más reciente es la Economía Ecológica, que comparte el objeto de estudio con las subdisciplinas anteriores. Sin embargo, se diferencia de ellas por constituirse en un espacio de discusión más amplio en el que diferentes disciplinas (i.e., la Ecología, la Economía, la Biología y otras ciencias) buscan establecer un diálogo más comprensivo de los problemas ambientales al ponerlos en el centro de los conflictos entre el crecimiento económico y los límites físicos y biológicos de los ecosistemas (Venkatachalam 2007). Aunque resultan diferentes en su origen y amplitud, las subdisciplinas de la Economía previamente mencionadas y la Economía Ecológica buscan establecer políticas que permitan un desarrollo más sostenible, en el que la dimensión ecológico-ambiental y la social y económica deben ser sopesadas por la sociedad a través de sus mecanismos de decisión. Para mayores detalles y las diferencia de paradigmas de estos enfoques ver Penna y Cristeche 2008).

Los métodos de VESA fueron desarrollados en el marco de la Economía Ambiental y de la Economía de los Recursos Naturales, y les han servido de apoyo. Lambert (2003) define a la valoración como la “asignación de un valor cuantitativo y monetario a los bienes y servicios suministrados por los recursos o sistemas ambientales, ya sea que se cuente o no con precios de mercado que nos puedan prestar asistencia.” Estos métodos de VESA permiten encontrar un indicador monetario del bienestar que percibe la sociedad por los bienes y servicios que proveen los ecosistemas, y hace comparables a esos bienes y servicios con los demás bienes y servicios (Azqueta Oyarzun 1994)¹. Por lo tanto, los métodos VESA permiten la consideración de esos bienes y servicios en el proceso de toma de decisiones público y privado.

Los métodos de VESA han servido a varias aplicaciones. Es probable que su uso más conocido (y cuestionado) haya sido en el sistema judicial. El litigio a la empresa Exxon por el derrame del tanque de Valdez (37 millones de litros de petróleo en las costas de Alaska) es el caso más conocido de aplicación de los métodos de valoración (Duffield 1997). Esta fue una de las disputas más importantes que se dieron en las cortes de Estados Unidos; sus daños punitivos fueron establecidos por el jurado en 5000 millones de U\$. La industria pesquera fue compensada con 267 U\$ y los pobladores nativos de Alaska llegaron a un arreglo prejudicial por 20 U\$. En este caso, se utilizó la valoración contingente, un método de valoración que asigna un valor monetario a bienes y servicios que no tienen mercado y reconoce el valor de existencia o valor pasivo del recurso. Este

¹ Este último autor aclara que valor monetario no tiene el mismo significado que valor de mercado. De hecho, el foco de la valoración económica de servicios ambientales está puesto en asignarle un valor monetario a bienes y servicios que no disponen de mercado o donde el precio no representa el valor social del bien.

método ha abierto una controversia importante y existe una posición clara por parte de grupos de interés en tratar de limitar su utilización realizando cabildeo para restringirlo en términos legales (Jones 1997). También existen ciertos cuestionamientos académicos a los métodos de valoración. Por otro lado, la teoría económica ha avanzado y precisado recomendaciones para la utilización del mismo (para mayores detalles ver el apartado Métodos de VESA).

Otro campo de aplicación muy importante de los métodos de VESA es la inclusión de los flujos de los servicios del ecosistema en el análisis económico desde una perspectiva social (Kneese 1971, Arrow et al. 1996, Engel et al. 2008). Este trabajo hace hincapié en este campo de aplicación.

El objetivo de este documento es mostrar como la VESA puede contribuir en los procesos de toma de decisiones públicos y privados, y contemplar su posible utilización en el diseño de políticas, normas legales, proyectos o nuevos mecanismos institucionales (e.g., el pago por servicios ambientales).

No obstante, la inclusión de la dimensión económica no puede ser realizada sin contemplar de manera complementaria a las dimensiones ecológico-ambiental y social, tal como sugiere la literatura de desarrollo sustentable a los fines de mejorar el proceso de toma y ejecución de las decisiones que ayuden a construir relaciones más virtuosas entre la sociedad y el medio ambiente.

El resto del trabajo se organiza en cinco secciones. En la sección “Aspectos teóricos: fallas de mercado y la valoración económica” se incluye el marco teórico haciendo referencia a las fallas de mercado que dan origen o marcan la necesidad de introducir métodos adicionales de VESA, y la manera en que éstos pueden contribuir al proceso de toma de decisiones públicas. Luego, en la sección “Análisis costo beneficio económico (social)”, se presenta el marco conceptual de la metodología análisis beneficios-costos en términos formales, se analizan las diferencias entre el enfoque privado (que solamente considera los valores económicos provistos por el mercado) y el enfoque de evaluación económica social que trata de corregir fallas de mercado y se señala la utilidad de la VESA en este contexto. A continuación, en la sección “Métodos de valoración económica de los servicios ecosistémicos” se desarrollan los métodos de VESA más comúnmente utilizados reparando en algunas de sus limitaciones. En la sección “Aplicación de datos de valoración económica” se ilustra la utilización de los resultados de la valoración de una externalidad causada por la erosión de suelo en la infraestructura de caminos en el sur de la Provincia de Córdoba para diseñar diversas políticas correctivas. En última instancia, se realiza una síntesis de los contenidos expuestos a lo largo del trabajo y se presentan algunas conclusiones.

ASPECTOS TEÓRICOS: FALLAS DE MERCADO Y LA VALORACIÓN ECONÓMICA

En mercados competitivos y completos, el precio de mercado es una buena aproximación del valor económico otorgado por la sociedad a un bien o servicio de acuerdo a la teoría económica. En cierta forma, representa la escasez del bien en la Economía, y su valor social. Sin embargo, existen fallas o insuficiencias de los mercados (i.e., asimetría de información, costos de transacción, prácticas monopólicas u oligopólicas, externalidades o bienes públicos) que no permiten que el sistema de precios represente de forma adecuada el valor económico de un bien o servicio desde el punto de

vista social. En este sentido, en el caso de los servicios ambientales intervienen principalmente dos fallas de mercado: las externalidades y los bienes públicos (Baumol y Oates 1988).

Externalidad económica

Una externalidad económica constituye una situación en la que un actor o varios perciben los efectos favorables (externalidad positiva) o perjudiciales (externalidad negativa) del accionar de una o varias empresas (o individuos) sin que medie una transacción comercial. De tratarse de una externalidad negativa, aquel que la causa no paga el costo causado a terceros; en el caso de tratarse de una empresa, el precio del bien que produce se encuentra sobreestimado por el mercado, lo que implica que se produzca un volumen de este bien (y por añadidura de la externalidad) superior al socialmente óptimo. En cambio, si la externalidad causada en el proceso de producción es positiva, el precio de mercado subestima el valor económico del bien y, en consecuencia, el mercado produce un volumen inferior al socialmente deseado. En este sentido, la identificación de la externalidad, su medición y su valorización son los ejes centrales de la VESA (Niskanen 1998, Aronsson 1999, Izko y Burneo 2003, Bowers 2005).

Bienes públicos

Otra falla importante de mercado asociada a los ecosistemas y los servicios que éstos proveen es el caso conocido en la literatura económica como bien público, considerado un caso especial de externalidad (FAO 2002, IIED 2003, Izko y Burneo 2003). En general, los ecosistemas cumplen un rol importante en la provisión de bienes públicos y privados. Por ejemplo, la producción de madera es un bien privado. La madera que se usa para construir una casa o un mueble no estará disponible para otro usuario. Por lo tanto, el consumidor que adquiere la madera excluye a otros de los beneficios de la casa o del mueble. El precio de mercado en condiciones de competencia es considerado un buen estimador para valorar el bien privado. En contraste, existen otros bienes, los públicos, de cuyo consumo no puede limitarse o excluir a otros consumidores. Un bien público es definido como aquel que no excluye y no tiene rivalidad en el consumo. Un bien público es denominado “puro” cuando presenta ambas características, tal es el caso de la captura de carbono y su almacenamiento en la masa forestal, lo cual reduce la cantidad de dióxido de carbono (uno de los gases de efecto invernadero) en la atmósfera ya que no se puede excluir a nadie de este beneficio y no existe rivalidad en su consumo. Estas características de los bienes públicos hacen que sus beneficiarios/consumidores no tengan incentivos a revelar su verdadera disposición a pagar por los mismos, situación conocida en la literatura como problema del polizón (“free rider”). Esto implica que el valor que el mercado les asigna resulta inferior a su valor social. Por tal motivo, la oferta de bienes públicos que realiza el mercado es menor a la socialmente deseable si no se contemplan otros mecanismos para reconocer su valor de una manera más apropiada.

Así mismo, también puede considerarse la existencia de un mal público (i.e., la acción opuesta a la producción de un bien público). De hecho, la quema de un campo, más allá de su beneficio o costo a nivel privado, produce la liberación de gases de efecto invernadero, que constituyen un mal público (no es posible la exclusión y no hay rivalidad en su consumo). Entre estos extremos, bienes públicos y privados, existen en los ecosistemas situaciones intermedias, que pueden ser consideradas como “bienes quasi-públicos” (existe rivalidad en el consumo pero no son susceptibles de exclusión) y “bienes reservados o club” (no tienen rivalidad en el consumo pero pueden excluirse) (ver Slangen 1994, FAO 2002). En síntesis, una buena parte del marco

teórico utilizado por la Economía Ambiental deriva de las fallas de mercado conocidas como externalidades y bienes públicos o quasi-públicos y busca por medio de política ambiental generar incentivos que permitan corregir tales imperfecciones.

La valoración económica ante la presencia de estas imperfecciones de mercado contribuye a la estimación del valor “real” para la sociedad de estos servicios ambientales que no se ve representado en forma apropiada por el sistema de precios de mercado. En otras palabras, la VESA trata de develar el verdadero valor que la sociedad le otorga a estos servicios y de ayudar a incluir esta dimensión en la toma de decisiones para así evitar un uso ineficiente de los mismos y la pérdida innecesaria de ciertos ecosistemas (Kroeger y Casey 2007).

Importancia para la toma de decisiones

En el esquema presentado en la Figura 1 se representa el proceso de toma de decisiones y el rol que juega la VESA en ese proceso. Puede observarse que el proceso de toma de decisiones es caracterizado por la válvula que transforma datos e información provenientes de distintas fuentes en políticas tales como regulaciones, asignaciones presupuestarias, subsidios, cargas impositivas, inversiones públicas, mecanismos de compensación, entre otras. La parte superior de la Figura 1 muestra como la investigación y los resultados obtenidos por la ciencia son provistos al proceso de toma de decisiones. Aunque no sistematizado, el conocimiento científico constituye un bien público disponible para los tomadores de decisiones.



Figura 1. Esquema de toma decisiones públicas (elaborado a partir del esquema de Lambert (2003)).

En el lado superior izquierdo del esquema se representan los actores de la sociedad que tienen capacidad de cabildeo y trataran de sesgar las decisiones de política para favorecer sus intereses particulares. El término Hood Robin es utilizado para significar que hay grupos que buscan quitarle un poco a muchos para luego distribuirlo entre pocos, como versión contraria a la leyenda de Robin Hood (Bustelo 1994). En este sentido, la literatura económica ha dedicado varios trabajos para describir este fenómeno en los temas ambientales (ver Damania y Fredriksson 2000, Damania et al. 2005).

Por otro lado, en la parte derecha del esquema se muestra cómo la valoración económica desarrollada de manera objetiva e imparcial (en forma independiente de los grupos de interés) debe contribuir mediante el análisis beneficio-costos (ABC) a reconocer el valor real de los bienes y servicios que se ven afectados por la toma de decisiones. En forma similar al ABC se considera la evaluación del impacto ambiental que estudia como distintas líneas de acción afectan las diferentes dimensiones del medio ambiente. Cabe notar que el rol del ABC o de la evaluación de impacto ambiental consiste en sistematizar los datos, el conocimiento científico, las posibles incertidumbres y hacerlo accesible en un tiempo razonable a los tomadores de decisiones que de otro modo no dispondrán de la información organizada de manera útil.

Por tal razón, el ABC ha sido requerido por varias legislaciones (e.g., la legislación de EEUU, Canadá y la mayoría de los países occidentales de acuerdo Boardman et al. 1996), como así también por varios países de América Latina para hacer evaluaciones “ex ante” de políticas de inversión (Contreras 2004). Al igual que el ABC, la evaluación de impacto ambiental también ha sido incluida en la legislación de varios países (e.g., EEUU, varios países occidentales, Chile y Argentina) como requisito de estudios que deben realizarse previamente al proceso de toma de decisiones cuando pueden repercutir de manera directa o indirecta sobre el medio ambiente y la provisión de servicios ambientales (Gómez Orea 1999, Espinoza 2002).

Es importante hacer notar que la función principal de la VESA es colaborar con los tomadores de decisiones políticas mediante la inclusión de la dimensión económica en sus análisis, pero sin reemplazar el rol de éstos en lo que refiere a sopesar la información económica, la ambiental, la social y, por supuesto, la vinculada al propio proceso político para disponer sobre la política en cuestión. La valoración de estos servicios ecosistémicos y la corrección de las fallas del mercado constituyen uno de los núcleos de la Economía Ambiental, y al mismo tiempo, resultan la principal contribución que realiza dicha área de estudio al proceso de toma de decisiones mediante el ABC.

No obstante, antes de adentrarnos en el ABC cabe hacer mención a otro enfoque alternativo, el análisis costo-eficiencia, al que se apela en casos que involucran un nivel de incertidumbre elevado acerca de los beneficios que pueden proveer ciertos servicios ambientales, tanto en el presente como en el futuro y, por lo tanto, existen problemas significativos para asignar valores monetarios apropiados. En tales circunstancias es deseable optar por una estrategia que minimice las pérdidas asociadas al daño ambiental, a menos que el costo social de la misma sea demasiado alto. En consecuencia, el enfoque costo-eficiencia consiste en encontrar la manera más eficiente de alcanzar un objetivo ambiental particular. Es importante destacar que este enfoque indica cuál es la alternativa más eficiente, pero no evalúa si los beneficios esperados justifican los costos en los que debe incurrirse. La respuesta a este interrogante descansa en elementos de juicio informados y en el sentido común de quien realiza el estudio (Dixon y Pagiola 1998) La gran ventaja del análisis costo-eficiencia es que no requiere de la medición de los beneficios. De manera implícita se estaría suponiendo que los beneficios que se derivan de la consecución de esa alternativa son muy elevados. No obstante, frente a contextos con presupuestos públicos restringidos puede resultar difícil optar por políticas que atiendan distintas problemáticas dado que mediante este enfoque no se tiene noción del beneficio social asociado a éstas (Azqueta 2002). En síntesis, la VESA no juega un rol importante en el análisis costo-eficiencia, a diferencia de lo que sucede con el ABC. A continuación se analiza el enfoque ABC y el papel que la VESA juega en el mismo.

ANÁLISIS COSTO BENEFICIO ECONÓMICO (SOCIAL)

El análisis costos-beneficios o beneficios-costos (ABC) es uno de los procedimientos más utilizados

para incluir la dimensión económica en las decisiones de política referidas a la inversión, a la asignación de recursos y al impacto ambiental (Abelson 1979, Freeman III 1993, Abelson 1996, Arrow et al. 1996, Boardman et al. 1996, Davies 1997, EPA 2000, Gil et al. 2005). De forma intuitiva, este es un método que permite sopesar las ventajas (beneficios) y las desventajas (costos) de una decisión que afecta al flujo de bienes y servicios de la economía y juzgar el resultado desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto. En este sentido, cabe hacer la distinción entre el enfoque privado y el enfoque social del ABC.

Evaluación económica: social y privada

El concepto de evaluar significa emitir un juicio de valor sobre la conveniencia o no de determinada acción en el proceso de toma de decisiones. En el marco del ABC, existen dos enfoques, uno privado y otro social, que pueden resultar en juicios contradictorios sobre una determinada acción o política. De allí la importancia de aclarar los elementos que componen cada enfoque, que en teoría deberían ser complementarios.

La diferencia principal entre la evaluación privada y la social consiste en que la última considera al conjunto de individuos de la sociedad y la primera sólo contempla a un único grupo social. Haciendo referencia a la Figura 1, la visión privada estaría representada por los grupos de interés, mientras que la evaluación económica o social se corresponde con la parte derecha de la Figura 1, en la que se contemplan los beneficios “reales” de la intervención para el conjunto.

La evaluación económica privada sólo considera el valor de los bienes y servicios que percibe o que paga el actor o grupo interesado que, en general, tienen precio de mercado, mientras que la evaluación económica o social considera los precios de mercado y los precios sombra. Los precios sombra son utilizados para subsanar las fallas de mercado o para corregir precios de mercados distorsionados. En este sentido, el costo de la mano de obra, las externalidades, los impuestos, los subsidios y el precio de la divisa reciben un tratamiento diferencial por parte de ambos enfoques. En la Tabla 1 se comparan ambos enfoques de la evaluación económica de proyectos o políticas.

Según el enfoque privado, los impuestos son un costo y los subsidios un ingreso. En contraste, desde el punto de vista social los impuestos y los subsidios constituyen transferencias entre distintos actores de la sociedad. Un impuesto cobrado a un determinado sector es entendido como un ingreso al Presupuesto Público, que luego será transferido a la sociedad, mientras que un subsidio es un gasto público que debe ser financiado por la sociedad.

Tabla 1. Comparación de los componentes de la valoración de los enfoques privado y social.

Conceptos	Evaluación privada	Evaluación económica o social
Perspectiva	Agente económico involucrado	Sociedad en su conjunto
Impuestos	Costos	Transferencia (ingresos para la sociedad)
Subsidios	Beneficios	Transferencia (costos para la sociedad)
Tasa de descuento	Privada (depende del actor económico)	Social
Valoración de trabajo	Costo de salarios	Depende del nivel de empleo, corrige el precio de mercado
Precio de la divisa	Mercado	Mercado o corregido
Tipo de análisis	Privado o complementarios a análisis económico	Inversiones públicas, políticas públicas
Externalidades	Ignorada o cero	Precio sombra
Indicadores de bienestar	VAN privado, relaciones beneficio-costos privado	VAN social, ABC, análisis costo eficiencia
Distribución y efectos distributivos	No se considera	Diferentes tratamientos

Desde el punto de vista privado, a las externalidades no se les asigna ningún valor, lo que es equivalente a un precio igual a cero por la naturaleza de este efecto económico. En cambio, para la sociedad en su conjunto, la VESA ofrece una alternativa para asignar un valor monetario a las externalidades. De hecho, cualquier proyecto que involucre alguna externalidad tendrá actores que se perjudiquen o beneficien por la misma, y por lo tanto, será necesario estimar un precio sombra que represente su valor social (EPA 2000, Contreras 2004).

Ambos enfoques tienen como punto en común la utilización de indicadores similares para evaluar económicamente una acción, una política o una inversión, siendo los más difundidos y empleados el valor actual neto (VAN) o valor presente neto², la relación costo-beneficio³, y la tasa interna de retorno⁴ (ver Boardman et al. 1996, Contreras 2004).

Sin embargo, los valores que se le imputan a cada uno de los conceptos que permiten construir estos indicadores son diferentes; más aun, difieren de manera sustancial ante la presencia de externalidades o de bienes públicos. En este sentido, existen situaciones en las que la perspectiva de un grupo social sobre una acción dada es viable, pero cuando se sopesa el valor de aquellos que se perjudican con dicha acción por la presencia de una externalidad negativa asociada a la misma, es posible que no resulte viable para sociedad en su conjunto o viceversa. La provisión de bienes públicos es un ejemplo de tal situación: desde el punto de vista privado puede resultar inviable, pero cuando se sopesa el beneficio que aportan a la sociedad en su conjunto conviene

2 Constituye la suma del flujo descontado de beneficios netos de costos a lo largo de toda la vida del proyecto.
3 Es el cociente entre el valor presente de los beneficios y el valor presente de los costos.
4. Representa la tasa de descuento a la que el VAN del proyecto es equivalente a cero.

promoverla. Por consiguiente, desde el punto de vista social (económico) pueden justificarse políticas ambientales que generen estímulos apropiados en la economía, desalentando actividades que para la sociedad resultan desfavorables y promoviendo aquellas que benefician al conjunto.

Si nos preguntamos, por ejemplo, ¿cuánto vale hoy un bosque en la Provincia del Chaco? Su valoración monetaria “privada” (precio de la hectárea) puede ser consultada con las inmobiliarias de la zona. Estas cotizaciones deberían reflejar, en teoría, la contribución económica que brinda cada hectárea al inversor privado por la explotación forestal, agropecuaria o una combinación de ambas actividades.

No obstante, este valor privado no refleja el valor social de ese bien debido a las fallas de mercado asociadas a los servicios ecosistémicos que hemos citado. Por ejemplo, este precio no considera el valor del servicio o función del ecosistema de protección de suelo que ofrece el bosque. Este valor puede ser mayor o menor dependiendo de la naturaleza del sitio, la localización del bosque en la cuenca, como así también, de los individuos que se benefician del mismo aguas abajo en la cuenca. A su vez, tampoco contempla el valor de servicios del bosque como la regulación del aire, la captura de carbono y la reducción de gases de efecto invernadero. En consecuencia, la valoración privada difiere de la económica o social, y tal diferencia es más amplia cuando los servicios ecosistémicos que produce el bosque son mayores.

Por último, otro aspecto importante de la evaluación social es la inclusión de los efectos distributivos de la riqueza generada. En este sentido, el enfoque distributivo tiene que ver con la posible regresividad de los efectos de la política o del proyecto y la necesidad de incluir tales aspectos en el análisis, aunque se reconocen las dificultades y, por lo tanto, suele recomendarse su inclusión como un análisis independiente (Mirrlees 1978, Contreras 2004).

Ilustración de la aplicación del ABC a partir del criterio VAN

Partiendo del marco conceptual del ABC, el valor económico de un ecosistema podría ser estimado a partir del valor actual neto (VAN) de los flujos de todos los bienes y servicios que el mismo le brinda a la economía agregando el valor del stock al final del periodo de análisis. A esos efectos, es preciso identificar los flujos de beneficios derivados de los servicios del ecosistema descontando los gastos de inversión o funcionamiento necesarios para mantenerlos (costos). En consecuencia, el concepto de flujo aquí es equivalente al de beneficio neto. A los fines de ilustrar mejor el concepto de VAN se utilizan dos ecuaciones, VAN^C y VAN^S, para representar el ABC con y sin cambios en la política de intervención⁵, respectivamente.

La estimación de la situación de referencia para evaluar intervenciones que afectan al ecosistema constituye un esfuerzo importante de la VESA, y si ésta es ignorada puede generar confusión a los tomadores de decisiones. Por ejemplo, proyectos de desmontes o plantaciones forestales presentan con claridad el beneficio privado de la intervención; no obstante, se deben realizar esfuerzos para identificar los beneficios y los costos que obtiene la sociedad sin intervención, sobre todo considerando que la especialización del ecosistema puede modificar el valor los otros servicios ecosistémicos (e.g., regulación hidrológica, captura de carbono, protección de la cuenca).

⁵ En este contexto, se consideran políticas de intervención a la modificación directa o indirecta de las variables sobre las cuales el Hombre tiene control, tal es el caso de: el cambio de uso de la tierra, la adopción de un nuevo cultivo o prácticas de conservación de suelo y agua, el manejo y la gestión del bosque y el ordenamiento del territorio, entre otras.

A su vez, el ordenamiento hídrico y la conservación del suelo constituyen respuestas a problemas dinámicos; por tanto, identificar los beneficios y los costos de mantener el proceso de degradación es tan importante en la modelación como conocer el impacto económico de la conservación si se modifica la política de intervención. Así mismo, en las decisiones que involucran recursos públicos y naturales con varias funciones relevantes para la economía (i.e., la agricultura, la ganadería y la forestación) deben quedar claros y explícitos todos los supuestos y elementos que se utilizan para realizar ambas estimaciones.

Estimación de la línea de base (VAN). La primera valoración del flujo de servicios del ecosistema (Ecuación 1) se refiere a lo que en la literatura de Evaluación de Proyectos (Gittinger 1982) se denomina línea de base o la situación de no acción en la literatura de evaluación de impacto ambiental (Marriott 1997). La línea de base es la prognosis futura de los servicios del ecosistema con el nivel de intervención política actual o histórico, la cual es representada de la siguiente manera:

$$VAN^s = \sum_{t=0}^T \frac{f_t^s}{(1+r)^t} + \frac{R_T^s}{(1+r)^T}, \quad \text{Ecuación 1}$$

donde f_t representa el flujo de beneficio neto de todos los servicios del ecosistema; el subíndice “t” representa al tiempo desde el momento cero al momento final del periodo de análisis identificado con T; el superíndice “s” representa la línea de base o sin modificaciones en el nivel de intervención; “r” es la tasa social de descuento y R_T es el valor del ecosistema o de los recursos en el momento final del periodo de análisis.

Los dos componentes de la Ecuación 1 permiten representar el posible conflicto entre el uso actual y el futuro del ecosistema. El primer componente de la ecuación captura el valor de los flujos de bienes y servicios del ecosistema y el segundo componente el valor del recurso o ecosistema al final del periodo de análisis o el valor del “stock”. En este sentido, cabe observar que una intervención que privilegie el flujo de servicios de corto plazo degradando la productividad del ecosistema, reducirá el valor del R_T al final del periodo de análisis y viceversa.

El concepto de la tasa social de descuento, “r”, que representa la actualización de los valores percibidos en el futuro en términos de valores de consumos presentes o actuales (EPA 2000) es un tema muy discutido en la literatura económica. El concepto de equidad intergeneracional y el impacto de alteraciones del ecosistema que tienen efecto en el largo plazo dan cuenta de la relevancia del tema. El ejemplo que se presenta a continuación puede resultar ilustrador: en la forestación de una especie con un ciclo biológico de 25 años, el valor actual de un peso generado por la venta de productos forestales es de aproximadamente 30 centavos o de 3 centavos según la tasa de descuento utilizada sea respectivamente de 5% ó de 15%. Por este motivo, algunos autores sostienen que la tasa social de descuento debe ser diferente según tipos de servicios económicos (o ecosistémicos) y extensión de los periodos de análisis (Hepburn y Koundouri 2007, Sáez y Requena 2007). Por su parte, otros autores (Arrow et al. 1996) consideran que la misma debe ser igual para distintos periodos pero relativamente más baja para evaluar servicios ambientales que para tratar otros bienes económicos; por último, otros autores consideran que la tasa debe ser igual para toda la economía (Boardman et al. 1996, EPA 2000). Empero, desde

el punto de vista metodológico el ABC es una forma de representar los valores del ecosistema en términos monetarios y el expresar la sensibilidad de los resultados utilizando diferentes tasas de descuento social puede mostrar el rango de variación entre opciones relativamente comparables (Arrow et al. 1996), denotando si la elección de la tasa social de descuento genera conflictos importantes en términos de la evaluación de una política de intervención.

ESTIMACIÓN ECONÓMICA DE LA INTERVENCIÓN (VAN^c)

Los beneficios de una política que incrementa el flujo de un servicio ambiental pueden ser valorados a través de su VAN^c, pero deben considerarse los posibles efectos que esta intervención causa en los otros flujos de bienes y servicios (Freeman III 1993) y en el valor final del stock del recurso. En otras palabras, la medida de intervención bajo análisis posiblemente modificará varios flujos, y todos estos cambios deben considerarse para estimar su valor económico. Esto último puede ser representado por la ecuación siguiente:

$$VAN^c = \sum_{t=0}^T \frac{f_t^c}{(1+r)^t} + \frac{R_T^c}{(1+r)^T},$$

Ecuación 2

donde el superíndice “c” hace explícita una política diferente a la actualmente implementada. De hecho, debemos considerar tantos VAN^c como escenarios o alternativas de intervención existan.

La diferencia entre el VAN con la nueva política o intervención (con proyecto) y sin dicha intervención (línea de base), representada en la Ecuación 3:

$$VAN = VAN^c - VAN^s,$$

Ecuación 3

permite disponer de un indicador de la conveniencia en términos económicos de medidas de intervención tales como cambios en: la política agrícola, la infraestructura pública, la infraestructura hidrológica o ambiental, usos de la tierra y otras intervenciones que afecten el flujo de servicios del ecosistema a la economía (Freeman III 1993, Boardman et al. 1996, Rasul y Thapa 2006).

Si la diferencia entre el VAN^c y el VAN^s es superior a cero, la intervención genera mayores beneficios que los recursos asignados por la sociedad y viceversa.

Sin embargo, tal como pudo apreciarse al comparar la evaluación privada y social de proyectos, la suma de lo que perciben los agentes individualmente en la economía de mercado es diferente al flujo real de bienes y servicios valorados que percibe la sociedad en su conjunto debido a la valoración de los servicios ambientales. En consecuencia, en estas circunstancias es necesario establecer un sistema institucional y político para compatibilizar el óptimo o la condición deseada por la sociedad con aquella que perciben los individuos responsables del manejo del ecosistema (Cubbage et al. 2007).

Por consiguiente, la VESA al permitir contabilizar los efectos en el bienestar social de diferentes flujos de servicios ambientales que presentan características de bienes públicos o externalidades viene a cubrir parte de estas dificultades. En este sentido, a continuación se presentan los métodos de VESA más comúnmente utilizados.

MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los métodos de VESA consisten fundamentalmente en la estimación de la disposición a pagar (DAP) o a aceptar (DAA) por los mismos. De esta manera, se busca obtener la misma información que proporciona el mercado con respecto a los bienes privados: un indicador de la intensidad de las preferencias de los individuos con respecto a dichos servicios ambientales (ver Cristeche y Penna 2008).

En algunos casos, estos métodos tratan de valorar las preferencias de los individuos a través de las relaciones que existen entre los servicios ambientales a valorar y otros bienes privados en el marco de una determinada función de producción, ya sea de bienes o servicios, o de utilidad (Azqueta 2002). Estas relaciones entre los servicios ambientales y los bienes y servicios privados pueden ser de sustitución o complementariedad. Otra alternativa consiste en el desarrollo de métodos que intentan valorar las preferencias de los individuos al plantear la existencia de mercados hipotéticos. Los primeros se denominan métodos de preferencias reveladas y los últimos métodos de preferencias declaradas, o métodos indirectos y directos, respectivamente (Freeman III 1993, Azqueta Oyarzun 1994).

Los métodos indirectos suelen clasificarse como: i) costos evitados o inducidos, ii) costo de viaje y iii) precios hedónicos. El método directo más conocido es el de valoración contingente, al que se le agregan un conjunto de variantes en la literatura empírica (Freeman III 1993).

Un rasgo característico de estos métodos es que la valoración económica de este tipo de bienes descansa en las preferencias reveladas o declaradas de la generación presente más allá de que los beneficios de la conservación de los mismos también alcancen a las generaciones futuras.

En este sentido, una dificultad sustancial con la que se topa la Economía Ambiental al encarar la VESA es definir quién les da valor a los mismos, especificar cuáles son los derechos de aquellos usuarios de bienes y servicios ambientales y cuáles los de los no usuarios. Este punto resulta muy complejo dado que es muy frecuente que aquellos que provocan un efecto nocivo sobre el medio ambiente sean distintos de aquellos que deben padecerlo, y esto se extiende tanto a comunidades como a regiones y a países. Además, cuando se determina quiénes son los afectados se puede incurrir en un error al considerar sólo a aquellas personas que ven modificados los valores de uso inmediatos del ecosistema. En este sentido, el concepto de valor económico total (VET) que se desarrolla a continuación resulta orientador.

El valor económico total (VET)

El concepto VET clasifica los distintos tipos de valor económico de los servicios ambientales según

la vinculación entre los seres humanos (aquellos que le asignan valor) y el ecosistema (objeto a valorar). Una interpretación más amplia del concepto de VET hace referencia a las distintas categorías de beneficios asociados a la provisión de un determinado bien público (Mitchell y Carson 1989). El VET representa el área debajo de la curva de demanda del bien o servicio en cuestión, la que se identifica como el valor de uso (como contraparte del valor de cambio) de un bien (Pagiola et al. 2004)⁶. Para arribar a la estimación del VET los economistas distinguen entre valores de uso y valores de no uso.

Los primeros hacen referencia al valor de los bienes y servicios del ecosistema que son empleados por el Hombre con fines de consumo y producción. Bajo la categoría de valor de uso se encuentran las subcategorías de valor de uso directo (i.e., producción de alimentos, madera, recreación, etc.), valor de uso indirecto (i.e., requisitos naturales o insumos intermedios para la producción de bienes y servicios finales) y valor de opción. En este sentido, la categoría de valor de uso engloba a aquellos bienes y servicios que se están utilizando de manera directa o indirecta o que poseen un potencial para proporcionar valores de uso futuros.

El valor de no uso se corresponde con el disfrute que experimentan las personas simplemente por saber que un bien público o servicio ambiental existe, aun si no esperan hacer uso de forma directa o indirecta a lo largo de todas sus vidas. Este valor es también conocido como “valor de existencia”, “valor de conservación” o “valor de uso pasivo”.

La distinción entre las distintas categorías del VET sirve para identificar con mayor facilidad los individuos o grupos de personas que se ven afectados por alteraciones en la cantidad o calidad de un servicio ambiental. Los métodos de valoración presentan distintas capacidad para capturar los distintos componentes del VET⁷.

Los métodos indirectos permiten estimar en distinta medida los diversos componentes del valor de uso de los servicios ambientales; es decir, se intenta calcular en qué medida el bienestar de las personas que hacen uso de tales servicios ambientales se ve modificado por las alteraciones que sufren éstos. En el caso de los métodos directos (valoración contingente) es posible estimar tanto los valores de uso como los de no uso de los servicios ambientales, por tal motivo, frecuentemente se plantea que el método de valoración contingente es el único capaz de valorar el VET del servicio ambiental. Habiendo analizado el concepto de VET, se pasa a desarrollar los métodos de valoración económica de los servicios ambientales.

Costos evitados o inducidos

Los “costos evitados o inducidos” incluyen a los métodos de “cambio de productividad” y “costo de reemplazo” o “costo de reposición”. Las técnicas de costos de mitigación y costos de oportunidad suelen englobarse también en este método, a pesar de que no estiman beneficios ambientales de manera directa (Turner et al. 1993).

A través de la técnica de “cambio de productividad” se pretende estimar el valor de los servicios ambientales a partir de la contribución de los mismos a la producción de bienes y servicios que

⁶ En el caso de un bien que carece de precio (valor de cambio), el excedente del consumidor es equivalente al VET.

⁷ Ninguna de las categorías del VET debe considerarse aditivamente separables sin la imposición de restricciones adicionales y en muchas ocasiones arbitrarias, debido a que no existen estimaciones únicas de estas categorías y subcategorías.

cuentan con un mercado. A tal fin es preciso contar con relaciones causa-efecto entre la provisión de servicios ambientales y la producción de los bienes y servicios de mercado, también conocidas en la literatura como funciones dosis-respuesta o funciones de daño. Un ejemplo de aplicación del método de cambio de productividad es aquel que trata de aislar el efecto de la erosión del suelo en el rendimiento de los cultivos que posteriormente se traduce en una alteración del flujo de beneficios netos futuros (Pagiola 1994, de Prada et al. 2005).

Este método es muy utilizado en la literatura, a pesar de las limitaciones que suelen señalarse acerca del carácter sitio-específico de sus resultados, lo cual dificulta su extrapolación a otras situaciones. A su vez, la construcción de funciones dosis-respuesta entraña dificultades importantes. En primer lugar, se reconocen los elevados costos en tiempo y dinero que involucra la recolección de información requerida para realizar los estudios científicos necesarios. Por otra parte, se advierte sobre las dificultades intrínsecas que esta tarea implica por la complejidad de los sistemas en los que intervienen los servicios ecosistémicos y, a su vez, la consideración del impacto que puedan tener factores estocásticos que se dan por fuera del sistema para construir las funciones de daño.

El “método de costo de reemplazo” parte de la premisa de que existen bienes sustitutos de los servicios ambientales que sí cuentan con un mercado y a partir de los cuales se puede estimar el valor del servicio ambiental en cuestión. A los efectos de ejemplificar, en el caso de los nutrientes del suelo que se pierden por erosión, el bien sustituto sería el fertilizante y la valoración económica de los nutrientes perdidos por erosión sería el valor de la dosis de fertilizante equivalente. Este método suele ser el preferido cuando existen regulaciones o restricciones de sustentabilidad que impiden que se registren cambios en la calidad ambiental que traspasen cierto umbral crítico; no obstante, desde el punto de vista de la eficiencia este método deja bastante que desear debido a que no permite que los afectados elijan la combinación preferida de servicios ambientales y bienes privados (Azqueta 2002).

Asimismo, los gastos efectivamente realizados para reponer el servicio ambiental degradado deben ser entendidos como la disposición mínima a pagar por los mismo, porque de haber sido considerado necesario es posible que se hubiera gastado aun más (Chee 2004). La objeción central que recibe el costo de reemplazo reside en que el mismo no representa una medida adecuada del cambio en el bienestar experimentado por las personas afectadas. Más bien, el costo de reemplazo es indicativo del esfuerzo necesario para recuperar el valor integral de un bien que se ha perdido (Azqueta 2002). Por ejemplo, Considine y Larson (2006) aplican este enfoque para evaluar la sustitución de combustibles que generan dióxido sulfúrico (SO₂) con otros combustibles y trabajo.

Por su parte, en los casos en los que es difícil restablecer la calidad ambiental, se puede incurrir en gastos de mitigación o gastos preventivos de modo de reducir los perjuicios ocasionados por el daño ambiental. Por ejemplo, en lugar de reducir los niveles de ruido, ciertos hogares pueden acceder a dispositivos que impidan el ingreso de ruido a la vivienda. En cambio, el enfoque de costos de oportunidad se basa en la estimación del costo de conservar el medio ambiente; es decir, la pérdida de beneficios que trae aparejada la sustitución de la actividad generadora del daño ambiental por una actividad más amigable con el medio ambiente. En cierta forma, el costo de oportunidad puede interpretarse como el costo de preservación.

Costo de viaje

El método de costo de viaje se suele utilizar para estimar el valor de paisajes y actividades recreativas que se realizan en espacios naturales. El método consiste en relevar mediante encuestas o registros (en caso de que existan) el origen de los visitantes que acuden al sitio de estudio, la frecuencia y duración media de las visitas, los costos de acceso al sitio (entre los que se incluyen principalmente el costo de viaje) y variables socioeconómicas de los individuos (e.g., edad, nivel de ingreso, educación, etc.). A partir de esta información se estima una función de demanda, donde el costo de viaje representa la valoración económica del espacio natural o el paisaje, y el número de visitas realizadas las cantidades demandadas del mismo. Resulta llamativo que de este tipo de estudios suelen derivarse curvas de demanda con pendiente negativa, lo cual puede relacionarse con la idea de que aquellos que viven en sitios más lejanos del sitio (con unos costos de viaje más elevados) que se intenta valorar suelen realizar un número más reducido de visitas, mientras que aquellos que habitan en zonas aledañas (costos de viaje comparativamente bajos) suelen realizar visitas más frecuentes. Con referencia a este punto, Spash (2000) advierte que esta perspectiva puede ser contraria a criterios que prioricen condiciones prístinas de los ecosistemas, por lo que un sitio alterado y degradado (un parque de ciudad) puede resultar más valorado que un espacio virgen. Esta es una limitación intrínseca del método, que no permite capturar el valor de no uso de los espacios o paisajes valorados, debido a que sólo se tienen en consideración a aquellos que los visitan. Por otro lado, también se advierte que muchos servicios ecosistémicos de estos espacios que no resultan observables con facilidad (e.g., ciclado de nutrientes, regulación de flujos, control de sedimentos y polinización) es improbable que sean contemplados en la valoración de los mismos (Chee 2004).

Precios hedónicos

El método de precios hedónicos trata de estimar por medio de técnicas econométricas el valor de un determinado atributo o servicio ambiental a partir de su influencia en el precio de mercado de un bien “complejo”o “multiatributo”, como es el caso de la tierra o la vivienda.

El supuesto básico en el que descansa el método es que muchos de los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no pueden adquirirse por separado dado que no se intercambian en un mercado independiente. Estos bienes son considerados “multiatributo” porque poseen más de un valor de uso al satisfacer varias necesidades al mismo tiempo. Esto último es lo que se conoce en la teoría económica como hipótesis hedónica. De acuerdo a esta última, existe una relación subyacente entre el precio de un bien y su calidad. Si bien la valoración de la calidad de un bien es eminentemente subjetiva, sería correcto aproximarla mediante sus cualidades físicas. Así, para la hipótesis hedónica el agente económico discrimina entre productos, o entre variedades de un producto, sobre la base de sus características físicas. De la hipótesis hedónica se desprende, entonces, que diferentes modelos o variantes de un mismo bien sean homologables a partir de sus atributos, o que las nuevas versiones de un producto representan sólo nuevas combinaciones de las atributos ya existentes (Guerrero y Pérez 2002).

Por ejemplo, en el caso de la tierra en alquiler para la producción agrícola, entre estos atributos pueden considerarse a los diversos factores ambientales que inciden en la productividad del suelo, el estado de la infraestructura de caminos aledaños al predio o el paisaje (Palmquist 1989, Palmquist y Danielson 1989). La validez del método depende de la eficiencia del mercado del bien

“multiatributo”, de manera de asegurarse que las modificaciones de los distintos atributos que lo componen se vean reflejadas en el precio final del mismo; es decir, con ausencia de distorsiones propias de fallas de mercado. En tal caso es importante que aquellos que intervienen en los mercados cuenten con información confiable acerca de las variables ambientales relevantes (Chee 2004).

Valoración contingente

Por último, el método de valoración contingente constituye el método directo de VESA por antonomasia. A partir del mismo es posible estimar tanto el valor de uso como el de no uso del servicio ambiental a estudiar. En primer lugar, su aplicación exige que se defina la población de estudio. Según el caso, se incorporarán a esta población personas que se beneficien por el uso del bien o del servicio ambiental, y personas que no lo hagan. De esta población se debe tomar una muestra a la que se le realizará una encuesta en la que se interroga de manera directa cuál es la disposición a pagar (o a cobrar) por la conservación (afectación) de un determinado servicio ambiental. Antes de la realización de la encuesta se trabaja con pequeños “grupos de control” compuestos por miembros de la población a estudiar, con los que se prueban las preguntas y se evalúa el grado de conocimiento promedio del problema ambiental que se estudiará. En caso de que el problema resulte complejo o poco conocido para la población, se prepara material explicativo que deberá adjuntarse a las encuestas para que sea estudiado o explicado por el encuestador antes de la realización de la encuesta. Los formatos de encuesta son diversos (pregunta abierta, pregunta cerrada, subasta, etc.) y la forma de realización de la misma también (personal, telefónica, por correo). Este método es considerado muy controvertido en la literatura por la diversa significación de las respuestas obtenidas y por la potencial presencia de sesgos estratégicos; esto es, situaciones en las que los encuestados no tengan incentivos a revelar su verdadera disposición a pagar. En este sentido, Turner et al. (1993) hacen referencia a estudios que encuentran que la DAP declarada por los encuestados representa entre 70 y 90% de los montos que eventualmente éstos pagarán de manera efectiva.

Por otra parte, existe mucha evidencia empírica que da cuenta de que los montos declarados como DAA se ubican bastante por encima de aquellos declarados como DAP. Este hecho se atribuye a factores económicos y psicológicos. Con respecto a los últimos, existe un amplio volumen de literatura en el área de la Economía del Comportamiento (“Behavioral Economics”) que analiza este fenómeno partiendo de la presencia de lo que han dado a llamar efecto titularidad (“endowment effect”) y aversión a la pérdida (“loss aversión”)⁸ (Camerer 2004). Así mismo, en cuanto a la significación de las respuestas brindadas a través de la valoración contingente, Kahneman y Knetsch (1990) advierten sobre un efecto que denominan “incrustación” (“embedding effect”) que consiste en manifestar una DAP/DAA por una parte del recuso ambiental muy similar a la que manifiestan por el recurso completo. En este sentido, los autores consideraban que estos resultados

8 De acuerdo a los supuestos de la economía neoclásica, es de esperarse que ante efectos ingreso de pequeña magnitud, las diferencias entre la máxima disposición a pagar y la mínima compensación exigida por un mismo bien sea insignificante. En contraposición, la evidencia experimental y la información relevada a partir de encuestas, muestra diferencias significativas entre la disposición a pagar y la disposición a aceptar que no pueden explicarse por la presencia de efectos ingreso. El efecto titularidad establece que una persona que es propietaria de un determinado bien exigirá una suma de dinero superior por renunciar al mismo respecto de la suma de dinero que estaría dispuesta a pagar para obtenerlo (Rabin 1998). Este efecto puede caracterizarse como una manifestación de la aversión a la pérdida (Kahneman y Tversky 1979) que sugiere que las pérdidas reciben una ponderación más elevada que las ganancias de igual magnitud.

podían entenderse como la compra de satisfacción moral por parte de quienes responden al manifestar de manera voluntaria su contribución a la provisión de un bien público, y no como la valoración económica de dicho bien.

Estos hallazgos en el campo de la Economía del Comportamiento sumados a las controversias por su utilización en el sistema judicial generaron polémicas importantes con relación a la fiabilidad del método, por lo que en 1993 la “National Oceanic and Atmospheric Organization” (NOAA) solicitó a un grupo de expertos, entre ellos los prestigiosos economistas Robert Solow y Keneth Arrow, la elaboración de un informe conocido como el Blue Ribbon Panel acerca de la confiabilidad del método. En dicho informe se introducen algunas recomendaciones (Azqueta Oyarzun 1994) a los fines de minimizar estos posibles sesgos, y finalmente se lo reconoce como válido, es decir, capaz de brindar estimaciones confiables.

En conclusión, todos los cuestionamientos que se le han realizado a la VC han favorecido su maduración y una comprensión más cabal de sus fundamentos teóricos y de sus limitaciones, aunque es importante continuar estudiándolo para perfeccionar su eficiencia y su eficacia (ver Cristeche y Penna 2008).

Transferencia de valor

La transferencia de beneficios consiste en la utilización de información económica obtenida en un lugar y en un determinado momento del tiempo para hacer inferencia del valor económico de servicios ambientales en otro lugar y momento del tiempo. Estos datos se deben ajustar para representar de la manera más fiel posible las diferentes condiciones entre el origen de los datos y el lugar en donde se aplicarán. De esta manera, los valores económicos son transferidos como unidades de valor monetario (media o mediana) o como funciones de valor condicionadas a variables explicativas que caracterizan a un determinado entorno económico y ambiental. Las funciones de valor pueden estimarse a través de los datos originales, un meta-análisis que sintetice varias funciones de valor, o a través de un proceso de calibración econométrico (Wilson y Hoehn 2006).

La transferencia de valor tiene como principal ventaja su bajo costo; es utilizado para instalar un tema en la agenda política o para destacar la importancia de un servicio ambiental. Ha sido utilizado prácticamente para todos los servicios ambientales. Uno de los trabajos con más impacto en la literatura científica (1655 citas hasta el 14 de abril de 2009 en www.scopus.com) utiliza este método (Costanza et al. 1997); es criticado desde distintos ángulos principalmente porque en los estudios originales se analizaban pequeños cambios en servicios ambientales específicos de ese lugar asumiendo constantes una serie de variables económicas y ecosistémicas, por tanto resulta incorrecto extrapolar dichos resultados a escalas geográficas muchos más amplias y luego sumar todos estos valores para estimar el valor de los servicios ambientales del planeta (Bockstael et al. 2000).

Por consiguiente, existe consenso en la literatura acerca de la necesidad de aplicar con cautela la transferencia de beneficios, considerada como un buen auxiliar en las primeras etapas del proceso decisorio, de manera de evaluar y clasificar la información existente para posteriormente definir los estudios adicionales a realizar. Así mismo, se coincide en que la aplicación rigurosa de la técnica de transferencia de beneficios requiere del conocimiento técnico avanzado que se precisó para llevar a cabo la investigación original, e incluso un poco más (Azqueta 2002).

Otros formas de incorporar la dimensión ambiental en la Economía

Además de la VESA para apoyar políticas específicas, aspecto en el que se ha puesto énfasis en este trabajo, se han realizado esfuerzos importantes para incorporar la dimensión ambiental a las cuentas nacionales e involucrar la valoración de los servicios ambientales para corregir o complementar indicadores agregados de la economía de un país o región (Boyd y Banzhaf 2007). La inclusión de la dimensión ambiental en la matriz-insumo producto o en las cuentas nacionales es una de estas líneas de trabajo (Leontief 1970, Sejenovich et al. 1996, Velázquez 2006, Joe y Richard 2007). Para mayores detalles y aplicaciones en esta línea de trabajo se sugiere consultar una publicación reciente de la OECD (2006) que contiene varios artículos ilustrativos.

Utilización de los métodos de valoración

La elección de los métodos de VESA dependerá de la situación a estudiar y de la disponibilidad de información y de recursos. Los resultados que se obtengan a partir tanto de métodos directos como indirectos constituyen aproximaciones al valor económico de los servicios ambientales. En el caso de los métodos indirectos, las valoraciones se derivan a partir de inferencias que se realizan de las vinculaciones que existen entre bienes y servicios ambientales que no cuentan con un mercado, y bienes y servicios privados. El hecho de que a partir de estos métodos no se pueda capturar el VET hace que los mismos sean en muchas ocasiones considerados la disposición mínima a pagar por el servicio ambiental. En el caso de los métodos de valoración directa, la disposición a pagar que surge de los mismos puede encontrarse en mayor o en menor medida afectada por las limitaciones y los sesgos desarrollados en secciones precedentes del trabajo, y por tanto, no pueden considerarse medidas muy precisas. Para mayores detalles sobre las limitaciones y críticas de estos métodos (ver Cristeche y Penna 2008).

APLICACIÓN DE DATOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA

Si bien a lo largo del trabajo se ha puesto énfasis en la importancia de la valoración económica de los servicios ambientales para aportar información a la toma de decisiones sobre diferentes tipos de intervención, es importante notar que las aplicaciones de este tipo de valoración son numerosas y a los fines de ilustrar su utilidad a continuación se presentan tres posibles usos de la valoración económica de una externalidad de la erosión de suelo, el corte de caminos, a saber: i) la identificación del monto posible de inversiones públicas para la construcción de una red de desagüe, ii) la conformación de un fondo local de inversión, y iii) la constitución de un mecanismo de pago por servicios ambientales⁹.

Valoración de los efectos de la erosión de suelo fuera del campo del productor

Uno de los efectos de la erosión del suelo fuera del campo del productor, la intransitabilidad de los caminos, ha sido valorado por medio de una encuesta a productores agropecuarios. Esta encuesta combina aspectos de los métodos de valoración contingente y de precios hedónicos para una cuenca de aproximadamente 2.1 millones de ha localizada en el sur de Córdoba, Argentina.

⁹ La información presentada sucintamente en esta sección surge de un proyecto de investigación compartido entre el INTA y la UNRC y, de manera específica, toma algunos de los hallazgos desarrollados en la tesis de Estela R. Cristeche.

A los fines de encarar el análisis en términos ambientales se delimitó el área de estudio en cuatro unidades ambientales homogéneas (UAH): i) plana, ii) ondulada, iii) medanosa y iv) deprimida (Cristeche y de Prada 2008, de Prada y Penna 2008).

La metodología desarrollada consistió en preguntar a los productores la disposición a pagar o a cobrar por arrendar (según sea el caso de productor arrendador o productor que cede en alquiler) un predio con unas determinadas condiciones invariantes, pero distinguiendo entre la existencia o no de riesgo de corte de caminos por inundación o erosión. A partir de la diferencia entre ambas medidas se estimó el valor unitario de la externalidad de corte de caminos por erosión para cada productor, y luego se extendieron los resultados a toda la cuenca sobre la base de los datos poblacionales de superficie y cantidad de EAP del CNA 2002, distinguiendo la localización en cada una de las UAH.

A partir de la aplicación de esta metodología se han obtenidos dos estimaciones del valor de dicha externalidad: una al ponderar según el nivel de afectación por la externalidad declarado por los productores para su EAP, y otra de acuerdo al nivel de afectación que los productores declararon para su región. Estas estimaciones fueron de 146 millonesde \$c/año y 220 millones \$c/año¹⁰, respectivamente (ver Cristeche y de Prada 2008, de Prada y Penna 2008).

En este sentido, cabe destacar que, por lo general, los proyectos de conservación de suelo y de ordenamiento de tierras reconocen los costos de inversión para sistematizar los campos, establecer la red de desagüe, realizar el aislamiento hídrico de la red de caminos y, en algunos casos, los beneficios de la conservación de suelo “in situ” (de Prada et al. 1994, Cisneros et al. 2005). Es importante notar que la red de desagüe y la red de caminos aislada hidrológicamente constituyen inversiones públicas que deben complementarse con las inversiones que deben realizar los productores en sus establecimientos en un proyecto de conservación de suelo a los fines evitar la externalidad de corte de caminos por erosión. A continuación se presentan tres posibles medidas de intervención en línea con tales objetivos haciendo uso de las estimaciones obtenidas.

Contribución de la valoración económica al ABC

Los valoración económica de esta externalidad de la erosión de suelo da una orientación del beneficio que se deriva de disponer de una red de desagüe y de una red de caminos con aislamiento hídrico que permita la accesibilidad a los predios sin riesgo de cortes de caminos.

Por consiguiente, si se tienen en cuenta los valores estimados (\$c 146 millones/año y \$c 220 millones/año) y si se realizan estas inversiones, el beneficio adicional percibido en el área de estudio se transformaría, entonces, en una anualidad a perpetuidad¹¹. En otras palabras, estas inversiones y los gastos de mantenimiento y reparación generarán estos beneficios anuales de manera permanente.

En la Tabla 2 se presenta un ejercicio simple para dar una orientación de los recursos posibles de destinar a inversiones públicas para reacondicionar la infraestructura de caminos y la red de desagüe considerando que ambas inversiones son centrales en los proyectos de conservación

10 El símbolo “\$c” hace referencia a precios constantes a diciembre de 2007.
11 Este concepto es de utilidad para estimar el valor de instrumentos de renta fija por muchos períodos. El cálculo de la anualidad es el cociente entre la renta anual fija y la tasa de descuento.

de suelo y de ordenamiento de tierras. En la primera columna de la Tabla 2 se muestra el costo de oportunidad social (tasa social de descuento) que varía entre 4% y 12%. En la segunda y la tercera columnas se presenta el VAN de los beneficios adicionales que se derivan del control de la externalidad causada por la erosión en 100%. Por lo tanto, suponiendo un costo de oportunidad social de 6%, VP de beneficios oscilaría entre \$c 2433 millones y \$c 3666 millones para el área de estudio, mientras que este valor se reduciría a \$c 1217 millones y \$c 1833 millones si el costo de oportunidad fuera de 12%.

Tabla 2. Valor presente de los beneficios derivados de la red de desagüe estabilizada y red de caminos con aislamiento hídrico para diferente costo de oportunidad social.

Costo de oportunidad social para inversiones publicas (%)	VP Beneficios evitar corte caminos (\$c * 1000) ⁽¹⁾	VP Beneficios evitar corte caminos (\$c * 1000) ⁽²⁾
4	3650000	5500000
6	2433333	3666667
12	1216667	1833333

Nota: ⁽¹⁾estimado sobre la anualidad de \$c 140 millones y ⁽²⁾estimado sobre la anualidad de \$c 220.

Estos montos de beneficios sociales permiten a estos proyectos ingresar en las carteras de inversiones del Estado y competir por fondos públicos. En contraposición, si la evaluación económica ignora el valor de la externalidad causado por la erosión de suelo, es muy probable que este valor en la práctica sea equivalente a cero y, por lo tanto, las posibilidades de estos proyectos para ingresar a la cartera de inversiones públicas sea menor. No obstante, la consideración del valor de la externalidad no garantiza la viabilidad del proyecto, simplemente aporta información adicional al proceso de toma de decisiones.

Valoración económica y fuente de financiamiento

La VESA permite a las autoridades políticas locales y provinciales crear y buscar fuentes de financiamiento internas y externas. Por ejemplo, es posible crear un fondo de financiamiento local y gestionar fondos nacionales de inversiones públicas.

En la Tabla 3, se muestra el pago anual equivalente por hectárea para conformar un fondo de inversión local similar a un fondo fiduciario (e.g., Ley 26.181: Fondo de Hídrico de Infraestructura). Este fondo local de inversión se puede crear con un único fin: financiar las obras de la red de desagüe y red de caminos del proyecto de ordenamiento de tierras en el área de estudio.

Si consideramos la estimación de la externalidad de acuerdo al nivel de afectación que perciben los productores en su establecimiento (columnas 2 y 4 de la Tabla 3) y suponemos que el productor sólo aporta 50% del valor que el percibe como beneficio adicional por evitar el efecto de la erosión en los caminos, durante un período de aportes de 25 años y con un costo de oportunidad social de 6%, se puede constituir un fondo local de inversión de alrededor \$c 935 millones. El aporte anual sería equivalente a 34 \$c/ha. En otras palabras, el Estado local puede tomar un préstamo por este monto \$c 935 millones y devolverlo en 25 años con los aportes realizados por los productores.

Además, la Tabla 3 indica cuánto debería pagar cada potencial beneficiario considerando la localización de su establecimiento. Los productores de las UAH ondulada, plana, medanosa y deprimida aportarían el equivalente anual de 35, 31, 34 y 37 \$c/ha, respectivamente.

Tabla 3. Fondo de inversión local aportes promedios por productor.

UAH	Fondo local-EAP (\$c.ha ⁻¹ .año ⁻¹) ⁽¹⁾	Fondo local-Región (\$c.ha ⁻¹ .año ⁻¹) ⁽²⁾	Valor presente Fondo local (\$c) ⁽¹⁾	Valor presente Fondo local (\$c) ⁽²⁾
Ondulada	35	130	144977295	533433007
Plana	31	43	310400507	430925313
Medanosa	34	34	120058737	121272376
Deprimida	37	33	360200123	325058447
Total	34	51.5	935636662	1410689142

Nota: ⁽¹⁾considerando 50% de la disposición a pagar por daños evitados en la EAP y ⁽²⁾considerando 50% de la disposición a pagar por daños evitados en la región. El VAN del Fondo local considera un período de aportes de 25 años con un costo de oportunidad de 6%.

Si este ejercicio lo realizamos considerando el valor que el productor asigna a los daños por erosión de los caminos en su región (columna 3 y 5) y suponemos el resto de variables constantes, el fondo asciende a la cifra de \$c 1410 millones. A su vez, en este caso podemos observar que el precio unitario del aporte se modifica significativamente de acuerdo al lugar en el que se localiza el productor, en particular para los productores del área ondulada, cuyo aporte anual por hectárea pasa de \$c 35 a \$c 130.

En síntesis, la información provista por la valoración económica de esta externalidad de la erosión de suelo permite identificar una posible fuente de financiamiento que resulta genuina dado que los productores agropecuarios valoran aun en 50% más los beneficios de la eliminación de la externalidad que los recursos que aportarían al fondo de inversión si se resolviese el problema de cortes de caminos.

Valoración económica y pago por servicio ambientales

Además del ABC y la constitución de una fuente de financiamiento local, la valoración de la externalidad puede ser utilizada para diseñar mecanismos de compensación o pago por servicios ambientales. Un mecanismo de pago por servicios ambientales constituye un acuerdo de compensación económica entre actores beneficiados y perjudicados por un problema ambiental. A través de este sistema se crea un incentivo económico a través del cual aquellos que brindan un servicio ambiental (que no cuenta con un mercado en el que se comercie) o reducen el daño causado por una externalidad reciben un pago que realizan aquellos que se ven beneficiados por el mismo (Engel et al. 2008).

En esta ilustración se expone como el valor estimado para esta externalidad de la erosión de suelo sobre la red de caminos puede ser utilizado para evaluar la viabilidad de un mecanismo de este tipo. Se parte de la idea de que las cuencas ordenadas en el área de estudio deben destinar de manera ineludible una parte de la superficie de tierra a la red de desagüe estabilizada. Por red de

desagüe se entienden los canales primarios, secundarios y terciarios, como así también pequeñas obras de infraestructura para regular el caudal de escurrimientos, la carga de sedimentos del agua y obras de artes en caminos que son destinadas a regular, retener y conducir de forma controlada el agua hasta arroyos, ríos, lagunas o bañados. Asimismo, la red de desagüe debe ser reparada y mantenida en condiciones de funcionalidad para que brinde este servicio permanentemente.

A tales efectos, a continuación se describen brevemente: a) el tipo de servicio ambiental a promover, b) aquellos beneficiarios por la provisión del servicio (compradores), c) aquellos que proveen el servicio (vendedores), d) el mecanismo institucional para establecer el mecanismo de pago y control, y e) el precio de la compensación.

Tipo de servicio

Brindar espacio físico para que la red de desagüe ordenada y estabilizada permita el escurrimiento de agua temporal cuando las precipitaciones exceden la capacidad de almacenamiento de agua del suelo en el sitio. Es importante notar que el escurrimiento de agua que ingresa a la red de desagüe debe ser regulada en caudal y con mínima carga de sedimento y, por lo tanto, se entiende que ésta debe estar integrada al esfuerzo de conservación de suelo y de agua que realicen los productores en sus propios predios de manera de conducir los excedentes hídricos únicamente en condiciones excepcionales.

Prestadores de servicio

Este servicio lo brindan aquellos productores agropecuarios que ceden tierra a la red de desagüe que conduce agua de la cuenca o de otros productores. Al mismo tiempo, para ofrecer este servicio se pueden utilizar tierras públicas de manera parcial; tal es el caso de caminos abandonados que se reacondicionen para funcionar como canales. Sin embargo, en estos casos también se debe prever la reparación y el mantenimiento de este espacio para que funcione de forma apropiada. En consecuencia, la oferta posible de este servicio involucraría a los productores afectados por la red de desagüe y las tierras públicas destinadas a tal fin.

Beneficiarios del servicio

Entre los usuarios de estos servicios pueden considerarse los productores agropecuarios que se benefician por el escurrimiento de agua controlado en sus predios y por la reducción del riesgo de corte de caminos por erosión hídrica. Así mismo, en este último caso también estarían involucrados otros usuarios de los caminos. Sin embargo, esos otros usuarios no fueron contemplados en este estudio.

A su vez, hay otro actor público que se beneficia por la provisión de este servicio: las entidades encargadas de la administración de las rutas y de los caminos. En este sentido, cabe destacar que los caminos y las rutas generan escurrimiento hídrico y carga de sedimento que deben ser conducidos de forma apropiada. Aunque la superficie que éstos ocupan es relativamente pequeña, el escurrimiento promedio de estas áreas es mucho mayor y debe ser atendido. Los pueblos y las ciudades lindantes también ocupan parte del territorio y, por lo tanto, se benefician de la red de desagüe.

En síntesis, los beneficiarios son todos aquellos que ocupan parte del territorio y, por lo tanto, aportan algo de agua de escurrimiento al sistema de desagüe en periodo de grandes precipitaciones. No obstante, en el estudio realizado sólo se contemplaron a los productores agropecuarios.

Mecanismo

Por último, es preciso establecer un mecanismo o arreglo institucional para emprender las tareas de cobro, pago y monitoreo. Existe la figura legal de derecho de servidumbre¹² que puede aplicarse a los productores que deben asignar parte de su tierra a la red de desagüe. El diseño de la red de desagüe del proyecto de ordenamiento de tierras en conjunción con esta figura puede utilizarse para establecer los contratos con aquellos productores que cedan sus tierras a la red. Por otro lado, es necesario establecer el servicio de mantenimiento y reparación de la red de desagüe, el cual podría ser ofrecido por los mismos productores o los consorcios de conservación de suelo. Por consiguiente, los productores que brindan estos servicios recibirían un pago por parte de los beneficiarios para compensar el sacrificio de tierra productiva y los esfuerzos de mantenimiento y reparación de la red.

Por otro lado, en el caso de los beneficiarios que son propietarios de la tierra es posible plantear algún tipo de acuerdo social, como la constitución de un fondo para realizar los pagos en base a un aporte adicional recolectado junto con el impuesto inmobiliario. De hecho, la provincia de Córdoba recauda fondos de manera similar para el Fondo Vial, cuya única finalidad es reparar los caminos.

La administración y asignación de estos recursos y el manejo de los contratos con su correspondiente monitoreo puede estar a cargo del Estado, de una organización mixta, de una organización de productores (consorcio de conservación de suelo), de una organización existente (e.g., consorcios de conservación de caminos) o de una organización profesional. Esta organización recibiría y administraría los contratos y, por otro lado, monitorearía la provisión correcta del servicio.

Precio pagado por el servicio

El costo para el productor que aporta parte de su tierra al servicio de la red de desagüe consistiría en los beneficios netos perdidos por la tierra que deja de utilizar para agricultura y, por otro lado, por los gastos de reparación y mantenimiento de la red no incluimos el ítem inversiones porque se realizan por una sola vez).

Supongamos que el área de estudio de la cuenca tiene 10000 km de red de desagüe (equivalente a una superficie de 20000 ha). Si tomamos el precio de referencia promedio de alquiler de tierra para producir soja en la cuenca de alrededor de 12.8 qq de soja/ha y un precio promedio de

12 De acuerdo al Código Civil, Libro Tercero de los Derechos Reales, Título XII "De las servidumbres", Art. 2970: "Servidumbre es el derecho real, perpetuo o temporario sobre un inmueble ajeno, en virtud del cual se puede usar de él, o ejercer ciertos derechos de disposición, o bien impedir que el propietario ejerza algunos de sus derechos de propiedad." www.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/105000-109999/109481/texactley340_libroIII_tituloXII.htm (último acceso: 12/11/2010)

La aplicación de esta figura legal a fines de conservación de la naturaleza ha dado lugar a lo que se conoce como servidumbres ecológicas, por las que se entiende un "acuerdo voluntario privado por medio del cual un propietario limita los usos de su propiedad con el objetivo de conservar y preservar los ecosistemas y recursos naturales, bellezas escénicas o atributos históricos, arquitectónicos, arqueológicos o culturales del inmueble"(Cordero et al. 2008).

66 \$c/qq de soja (relevado también a través de la citada encuesta), tenemos que el derecho de servidumbre para la red de desagüe ronda los 16.6 millones de \$c/año.

Si suponemos que los gastos de mantenimiento y de reparación de la red desagüe equivalen a 10% de la cifra mencionada, se tiene que éstos sumados a la servidumbre de la red de desagüe rondan los 18.3 millones de \$c, o un pago promedio equivalente de 914 \$c.ha⁻¹.año⁻¹ de servicio de la red de desagüe. Por otro lado, si se considera la localización y la productividad de la tierra asignada a la red de desagüe este pago se ubicaría entre 326 y 1171 \$c/ha.

En lo que refiere a los aportes, los beneficiarios podrían pagar en forma proporcional a la cantidad de tierra que posean. Para este caso en particular, en promedio debería realizarse un pago anual de 8.5 \$c/ha.

Viabilidad económica del pago por servicio ambiental

Por la información antes aportada se sabe que el beneficio promedio que el productor percibe por disponer de una red de desagüe estable y una red de camino con aislamiento hídrico ha sido valorado entre 146 y 222 millones de \$c/año para toda el área de estudio o, en otras palabras, entre 70 y 105 \$c/ha beneficiada por el servicio si la externalidad pudiera eliminarse. Por otro lado, estimamos que cada productor debería pagar por el servicio de red de desagüe un equivalente a 8.5 \$c/ha. Aun cuando pague este servicio, el productor todavía percibe un beneficio neto del pago por evitar la externalidad de \$c 61 y \$97. En consecuencia, el sistema de pago por servicios ambientales aparece viable económicamente para este nivel de estudio.

En síntesis, estas ilustraciones muestran como el procedimiento diseñado y la asignación de un valor monetario a la externalidad causada por la erosión de suelo sobre los caminos puede ser incluida en la agenda política y presupuestaria de inversiones mediante el ABC y puede contribuir a la identificación de una fuente adicional de financiamiento y al establecimiento de una política de pago por servicios ambientales. Sin embargo, cabe destacar que esta constituye información adicional que debe sopesarse con la información provista por la consideración de las dimensiones ecológica y social para mejorar el proceso de toma de decisiones.

CONSIDERACIONES FINALES

En este trabajo se discutieron los antecedentes teóricos que dan origen a los métodos de valoración de los servicios de los ecosistemas, como así también la consideración de los mismos desde la perspectiva social en la evaluación de políticas o de acciones en contraste con la perspectiva privada, que ignora las fallas de mercado. De allí se remarcó la importancia de la imparcialidad e independencia de los profesionales que realizan los estudios de valoración económica respecto de los grupos de interés. De no existir tal imparcialidad, se corre el riesgo de estimar la VESA simplemente para darle legitimidad a una política pública sesgada para favorecer intereses particulares.

En este sentido, se ilustró cómo mediante el enfoque integrador del ABC se pueden evaluar distintas alternativas de intervención desde la perspectiva económica-social considerando los efectos de éstas sobre el flujo de servicios ambientales y el stock de recursos naturales respecto de la situación de referencia o línea de base.

Luego se analizaron de manera sucinta los distintos métodos de valoración económica, y se hizo hincapié en sus ventajas y desventajas. Se advirtió la importancia de reconocer las limitaciones de estos métodos, entendiendo que un buen conocimiento de su alcance puede resultar una mejor utilización de los mismos.

En este sentido, se expresó que la mayoría de estos métodos de valoración económica están siendo perfeccionados y mejorados, superando parte de las limitaciones comentadas. De allí la importancia de la Ciencia para mejorar la teoría y la validez empírica de estos métodos. A su vez, se reconocieron las dificultades con las que se enfrenta la valoración económica cuando hablamos de servicios ecosistémicos complejos y la necesidad de equipos de trabajo interdisciplinarios que permitan establecer claramente los posibles interacciones del ecosistema, las medidas de los flujos de servicios y su relación con el stock de recursos naturales, como así también, reconocer la incertidumbre, los umbrales críticos y la resiliencia de los ecosistemas que pueden verse afectadas manteniendo el nivel de intervención histórica o ejerciendo una acción de cambio.

En última instancia, se presentaron tres ejemplos de aplicación de la estimación del valor de una externalidad causada por la erosión hídrica sobre la infraestructura de caminos para el diseño de medidas de intervención. En primer lugar, la valoración económica de la externalidad se utilizó bajo un encuadre ABC para dar cuenta de la relevancia de esta problemática en la agenda pública. En segundo lugar, se estudió cómo dicha valoración puede contribuir a la constitución de una fuente de financiamiento genuina (basada sobre la disposición a pagar de los potenciales beneficiarios) para el desarrollo de obras tendientes al control de la erosión de suelo y su efecto sobre los caminos. Por último, se analizó cómo por medio de la valoración de la externalidad se podría evaluar la viabilidad de un mecanismo de pago por servicios ambientales.

En suma, por lo expuesto se considera que la VESA realizada de manera objetiva e imparcial puede contribuir a la inclusión de la dimensión económica en el proceso de toma de decisiones políticas. La VESA puede constituir un instrumento útil para el Estado en el marco de un trabajo interdisciplinario en el que se contemplen de manera conjunta también indicadores ecológicos y sociales, a fin de diseñar medidas correctivas de fallas del mercado en la producción o en el consumo de bienes y servicios, o del Estado en el establecimiento de la políticas que regulan la acción de los individuos, del mercado y del propio Estado.

FINANCIAMIENTO

Proyecto específico 1732. "Evaluación del impacto de servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: Los casos de las ecorregiones pampeanas", Área Estratégica de Economía y Sociología INTA

Proyecto: Bases para el desarrollo sostenible del SAA de la Región Centro: Gestión ambiental y sistema productivo, Aprobado y subsidiado por la Secretaria de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la Nación (Resolución N° 388 del 28 de junio de 2007).

Programa: Bases para el ordenamiento sostenible de tierras y aguas en el medio rural del sur de Córdoba, Argentina. Proyecto: Percepción y visión de los productores agropecuarios y las organizaciones locales acerca de las implicancias socioeconómica de los problemas ambientales en el sur Cordoba, Argentina. SECYT-UNRC, 2009.

BIBLIOGRAFÍA

- Abelson, P. 1979. The method of cost benefit analysis. Pp. 80-104 en: Cost benefit analysis and environmental problems. Saxon House.
- Abelson, P. 1996. Cost Benefit Analysis. Pp. 15-37 en: Project appraisal and valuation of environment: General principles and six case-studies in Developing countries. St. Martin's Press, New York.
- Aronsson, T. 1999. On Cost Benefit Rules for Green Taxes. *Environmental and Resource Economics* 13:31-43.
- Arrow, K.J., M.L. Cropper, G.C. Eads, R.W. Hahn, L.B. Lave, et al. 1996. Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health, and safety regulation? *Science* 272:221-222.
- Azqueta, D. 2002. Introducción a la economía ambiental. Ed McGraw-Hill, Madrid.
- Azqueta Oyarzun, D. 1994. Valoración económica de la calidad ambiental. McGraw-Hill/ Interamericana España. Madrid.
- Baumol, W.J. y W.E. Oates. 1988. The theory of environmental policy, 2a edición. Cambridge University Press, New York, EE.UU.
- Boardman, A.E., D.H. Greenberg, A.R. Vining y D.L. Weimer. 1996. Cost Benefit Analysis: Concepts and Practice. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458.
- Bockstael, N., A. Freeman III, R. Kopp, P. Portney y V. Smith. 2000. On Measuring Economic Values for Nature†. *Environ. Sci. Technol.* 34:1384-1389.
- Bowers, J. 2005. Instrument choice for sustainable development: an application to the forestry sector. *Forest Policy and Economics* 7:97-107.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bustelo, E.S. 1994. Hood Robin: Ajuste y equidad en América Latina. En: EDI, Banco Mundial. Pobreza y desarrollo en América Latina.
- Camerer, C.F. 2004. Behavioral economics: Past, present, and future. En: Camerer, C.F., G. Loewenstein y M. Rabin (eds.). *Advances in Behavioral Economics*. New York Russell Sage.
- Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:549-565.

- Cisneros, J.M., A.G. Cantero, J. González, J.D. de Prada, M. Reynero, et al. 2005. Programa de Ordenamiento de Tierras, Aguas y Red de Caminos de la Cuenca Santa Rita. Protocolo de Trabajo N°1, Convenio de Cooperación Universidad Nacional de Río Cuarto-Dirección Provincial de Vialidad-Río Cuarto-Córdoba. Argentina.
- Considine, T.J. y D.F. Larson. 2006. The environment as a factor of production. *Journal of Environmental Economics and Management* 52:645-662.
- Contreras, E. 2004. Evaluación social de inversiones públicas: enfoques alternativos y su aplicabilidad para Latinoamérica. CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cristeche, E.R. y J.D. de Prada. 2008. Valoración económica de los efectos externos de la erosión de suelos. el caso de corte de caminos en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. Pp. 21 en: AAEA (ed.). 2° Congreso Regional de Economía Agraria. 3° Congreso Regional de Economía Agraria. XXXIX Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. AAEA, Montevideo, Argentina.
- Cristeche, E.R. y J.A. Penna. 2008. Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. Documento de Trabajo Nro.3. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Cropper, M.L. y W.E. Oates. 1992. Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 30:675-740.
- Cubbage, F., P. Harou y E. Sills. 2007. Policy instruments to enhance multi-functional forest management. *Forest Policy and Economics* 9:833-851.
- Damania, R. y P.G. Fredriksson. 2000. On the formation of industry lobby groups. *Journal of Economic Behavior & Organization* 41:315-335.
- Damania, R., P.G. Fredriksson y T. Osang. 2005. Polluters and collective action: Theory and evidence. *Southern Economic Journal* 72:167-185.
- Davies, R.O.B. 1997. Environmental regulation, benefit-cost analysis and the policy environment in less developed countries. *Environment and Development Economics* 2:206-210.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- de Prada, J., J. Boretto, M. Ferrando, A. García, J. Olmos, et al. 1994. Proyecto de conservación y ordenamiento de tierras - General Deheza. Master of Art. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba. Argentina.

de Prada, J.D., B. Bravo-Ureta y F.A. Shah. 2005. El costo de la erosión de suelo para los productores agropecuarios en el sur de Córdoba, Argentina. *Revista Argentina de Economía Agraria* VIII:1-8.

de Prada, J.D. y J.A. Penna (eds.). 2008. Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. Ediciones - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.

Devarajan, S. y A.C. Fisher. 1981. Hotelling's "Economics of Exhaustible Resources": Fifty Years Later. *Journal of Economic Literature* 19:65-73.

Dixon, J. y S. Pagiola. 1998. Economic Analysis and Environmental Assessment. Environmental Assessment Sourcebook Update. Environment Department. World Bank. April 1998. Number 23.

Duffield, J. 1997. Nonmarket valuation and the courts: the case of Exxon Valdez. *Contemporary Economic Policy* 15:98-110.

Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65:663-674.

EPA. 2000. Guidelines for Preparing Economic Analyses. United State Environmental Protection Agency.

Espinoza, G. 2002. Gestión y fundamentos de evaluación de impacto ambiental. Banco Interamericano de Desarrollo y Centro de Estudios Para el Desarrollo, Santiago, Chile.

FAO. 2002. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2002: La agricultura y los bienes públicos mundiales diez años después de la Cumbre de la Tierra, Roma, Italia.

Freeman III, A.M. 1993. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the Future, Washington, D.C. EE.UU.

Gil, H., J. de Prada, O. Plevich, J. Cisneros, C. Bologna, et al. 2005. Análisis económico de tecnologías verdes en el tratamiento de residuos cloacales urbanos. En: XX Congreso Nacional de Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Ciudad de Mendoza, Argentina.

Gittinger, J.P. 1982. Economic analysis of agricultural project, Second edition. The Economic Development Institute of the World Bank. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

Gómez Orea, D. 1999. Evaluación del Impacto Ambiental: Un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Editorial Mundi Prensa, Editorial Agrícola Española SA, Madrid, España.

Guerrero, C. y J. Pérez. 2002. Comparación del Precio de los Ordenadores Personales entre Estados Unidos y España 1990-2000: un enfoque hedónico. *Estudios de Economía Aplicada. Revista oficial de la Asociación Española de Economía Aplicada* 20(3):549-564.

Hepburn, C.J. y P. Koundouri. 2007. Recent advances in discounting: Implications for forest economics. *Journal of Forest Economics* 13:169-189.

Hotelling, H. 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *The Journal of Political Economy* 39:137-175.

IIED. 2003. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. . International Institute for Environment and Development., London WC1H 0DD, UK.

Izko, X. y D. Burneo. 2003. Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos. UICIN-Sur, Quito, Ecuador.

Joe, O.D. y T. Richard. 2007. An Environmental Input-Output Model for Ireland. *The Economic and Social Review* 38:157-190.

Jones, C.A. 1997. Use of non-market valuation methods in the courtroom: Recent affirmative precedents in natural resource damage assessments. *Water Resources Update*:1-10.

Kahneman, D., J. Knetsch y R. Thaler. 1990. Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem. *Journal of Political Economy* 98:1325.

Kahneman, D. y A. Tversky. 1979. Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica* 47:263-292.

Kneese, A.V. 1971. Environmental Pollution: Economics and Policy. *The American Economic Review* 61:153-166.

Kroeger, T. y F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics* 64:321-332.

Lambert, A. 2003. Valoración económica de los humedales: un componente importante de las estrategias de gestión de los humedales a nivel de las cuencas fluviales. Convención Ramsar.

Leontief, W. 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics* 52:262-271.

MA. 2005. Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being. Millenium Ecosystem Assessment.

Marriott, B.B. 1997. Environmental impact assessment: A practical guide. McGrall Hill, New York, EE.UU.

Mirrlees, J.A. 1978. Social benefit-cost analysis and the distribution of income. *World Development* 6:131-138.

Mitchell, R. y R. Carson. 1989. Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. *Resources for the Future*. Washington, D.C. EE.UU.

Niskanen, A. 1998. Value of external environmental impacts of reforestation in Thailand. *Ecological Economics* 26:287-297.

OECD. 2006. Measuring Sustainable Development: Integrated economics, environment and social frameworks. OECD Publications, París, Francia.

Pagiola, S. 1994. Cost-Benefit Analysis Of Soil Conservation. Pp. 21-39 en: Lutz, E., S. Pagiola, and C. Reiche (eds.). *Economic and Institutional Analysis Of Soil Conservation Projects In Central America And Caribbean*. World Bank Environment Paper Number 8, Washington, D.C. EE.UU.

Pagiola, S., K. Von Ritter y J. Bishop. 2004. Assessing the economic value of conservation. The World Bank en colaboración con The Nature Conservancy and IUCN-The World Conservation Union. Environment Department Paper Nro. 101. Washington, D.C. EE.UU.

Palmquist, R. 1989. Land as a differentiated factor of production: a hedonic model and its implications for welfare measurement. *Land Economics* 65:23-28.

Palmquist, R. y L. Danielson. 1989. A Hedonic Study of the Effects of Erosion Control and Drainage on Farmland Values. *American Journal of Agricultural Economics* 71:55-62.

Penna, J.A. y E.R. Cristeche. 2008. La Valoración de Servicios Ambientales: diferentes paradigmas. *Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales*. INTA, Buenos Aires.

Pigou, A.C. 1920. *The Economics of Welfare*. Macmillan Press, London. Pp. 876.

Rabin, M. 1998. Psychology and economics. *Journal of Economic Literature* 36:11-46.

Randall, A. 1985. *Economía de los recursos naturales y política ambiental*. Limusa, México.

Rasul, G. y G.B. Thapa. 2006. Financial and economic suitability of agroforestry as an alternative to shifting cultivation: The case of the Chittagong Hill Tracts, Bangladesh. *Agricultural Systems* 91:29-50.

Sadoulet, E. y A. de Janvry. 1995. *Quantitative development policy analysis*. The John Hopkins University Press, Baltimore and London.

Sáez, C.A. y J.C. Requena. 2007. Reconciling sustainability and discounting in Cost-Benefit Analysis: A methodological proposal. *Ecological Economics* 60:712-725.

Sejenovich, H., G. Gallo Mendoza y O. Girardin. 1996. *Manual de cuentas patrimoniales*. PNUMA-Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Oficina Regional para América Latina y el Caribe, México.

Slangen, L.H.G. 1994. The Economic Aspects of Environmental Co-operatives for Farmers. *International Journal of Social Economics* 21:42-59.

Solow, R.M. 2009. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *Journal of Natural Resources Policy Research* 1:69-82.

Spash, C.L. 2000. *The concerted action on environmental valuation in Europe (EVE): an introduction*. Cambridge Research for the Environment, UK.

Tietenberg, T. 2000. *Environmental and natural resource economics*, 5 edition. Addison Wesley Longman, New York. EE.UU.

Turner, R., D. Pearce y I. Bateman. 1993. *Environmental Economics: An Elementary Introduction*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. EE.UU.

Velázquez, E. 2006. An input-output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia. *Ecological Economics* 56:226-240.

Venkatachalam, L. 2007. Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological Economics* 61:550-558.

Wilson, M.A. y J.P. Hoehn. 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics* 60:335-342.

Capítulo 5

VALORACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y PLANIFICACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO ¿ES NECESARIO HABLAR DE DINERO?

“No venga a tasarme el campo con ojos de forastero,
porque no es como aparenta sino como yo lo siento.
Su cinto, no tiene plata ¡ni pa’ pagar mis recuerdos!”

Osiris Rodríguez Castillo

“Solo un necio confunde valor con precio”

Antonio Machado

José M. Paruelo

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417)Buenos Aires, Argentina.

Resumen. En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los servicios ecosistémicos (SE) y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo. A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos. Una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales. En buena medida, estas surgen de inscribir el análisis en una lógica económica. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en “trampas ideológicas” al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos. Para incorporar el concepto de SE al proceso de evaluación en el cual se apoya la planificación del uso del territorio deberían tenerse en cuenta los siguientes aspectos: 1) Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las “funciones de producción” de cada servicio a considerar, 2) determinar la magnitud y el sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención (“funciones de afectación”), 3) identificar los actores sociales, económicos y políticos relevantes, y 4) cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

INTRODUCCIÓN

La idea de servicios ecosistémicos (SE) ha tenido, desde su formalización en ámbitos académicos (ver Mooney y Erhlich 1997) una presencia creciente en la discusión de la problemática ambiental. La exteriorización más clara del apoyo recibido desde la comunidad científica es la importancia de este concepto en el informe del Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2004). Es probable que, en términos relativos, la simpleza de la idea de SE, su relación con la valuación del capital natural (Daily et al. 2009) y la posibilidad de tener un lenguaje común con economistas y sociólogos al hablar de servicios hayan contribuido a su difusión. El informe del Millenium Ecosystem Assessment (2004) asocia con claridad el nivel de provisión de servicios ecosistémicos con el bienestar humano. Esto muestra que al hablar de SE se asume, de hecho, una postura antropocéntrica en la cual la conservación de la naturaleza se inscribe en la necesidad de satisfacer demandas de la sociedad (Goulden y Kennedy 1997). Por otro lado, un atractivo particular desde el punto de vista biofísico es la posibilidad de establecer un vínculo directo entre los servicios ecosistémicos y el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas (Costanza et al. 1997). Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, se define a los SE como los aspectos de los ecosistemas utilizados (de forma activa o pasiva) para generar bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009).

La difusión de la idea de SE estuvo acompañada de la expectativa de tornarla operativa para la resolución de conflictos ambientales y/o la evaluación de las consecuencias del cambio en el uso del suelo. Cowling et al. (2008) presentan un modelo operativo que busca incorporar de forma explícita a los SE en el proceso de planificación del uso del territorio. En el caso de cambios en el uso del suelo, una modificación en la cobertura o en el uso se traduciría en un cambio en el nivel de provisión de un servicio. La valoración económica pasó a ser uno de los objetivos más frecuentes en los trabajos sobre SE. El artículo de Costanza et al. (1997) es, probablemente, el análisis más difundido de este tipo de enfoques por su alcance global. En este trabajo se recopiló información acerca del valor económico presente de 17 SE para 16 biomas. Para la biosfera como un todo, el valor de esos servicios (la mayoría fuera del mercado) se estimó en 33×10^{12} U\$S/año. Este número, al resultar de una lista incompleta de SE, es una subestimación del valor de los servicios que presta la naturaleza al sistema económico. Más allá del valor presentado, un primer objetivo de este cálculo fue poner de manifiesto la magnitud de la contribución de los SE al bienestar humano. En ese sentido, el estudio de Costanza et al. (1997) destaca la importancia del capital natural en el proceso económico. Un segundo objetivo de la estimación realizada por Costanza et al. (1997) fue promover el uso de la valoración económica de los SE en evaluaciones de proyectos a través de análisis costo-beneficio. La expectativa asociada al análisis económico de los servicios ecosistémicos es que haría explícitos en términos comparativos (monetarios) los costos y beneficios de distintas alternativas de intervención en la naturaleza y entonces permitiría resolver compromisos en la asignación de recursos. Ambos objetivos difieren en la escala de aplicación de las estimaciones del valor de los servicios ecosistémicos, de lo global en el primer caso, a lo local en el segundo (e.g., ver Viglizzo y Frank 2006). Si bien la valoración económica de los SE ha sido criticada como mecanismo para la toma de decisiones por que no todos los actores involucrados están igualmente informados o por la desconexión espacial y temporal entre acciones y consecuencias (Carpenter et al. 2009), sigue siendo uno de los contextos de uso del concepto de SE más difundido. La importancia que se le otorga a la valoración económica se pone de manifiesto en el hecho de que su ausencia ha sido considerada como una de las causas de la caída en los niveles de provisión de los SE (MEA 2004).

En este artículo discuto algunas de las dificultades asociadas a la valoración económica de los SE y presento un ejemplo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado sobre la cuantificación de las consecuencias biofísicas y socioeconómicas de los cambios en el uso del suelo. El enfoque que propongo cubre la fase de evaluación del esquema propuesto por Cowling et al. (2008) para su modelo operativo orientado a la preservación de los SE. No considero las etapas posteriores de planificación e implementación del manejo.

DIFICULTADES PARA LA APLICACIÓN DE LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SE

A pesar del esfuerzo puesto en desarrollar métodos de valoración de los SE y en difundir su uso, hay muy pocos ejemplos exitosos (Ruffo y Kareiva 2009). La mayor parte de los casos en donde la valoración económica fue incorporada a la toma de decisiones y/o al manejo involucran el uso del agua: desde el caso paradigmático de la Cuenca de Catskills en el estado de Nueva York (EE.UU.) (Chichilnisky y Heal 1998) hasta los sistemas de pago por servicios ecosistémicos en establecimientos agropecuarios que retengan agua en los Everglades de la Florida (EE.UU.) (Bohlen et al. 2009) o en Costa Rica (Pagiola 2008).

Al dejar de lado la dificultad más obvia para valorar económicamente los SE, o sea la ausencia de un mercado que fije un precio, una limitante central es la dificultad para establecer de manera cuantitativa en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado afectará el bienestar humano. En muy pocos casos se conocen lo suficientemente bien las funciones de producción de los distintos servicios, es decir el vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio (Heal 2000). Tradicionalmente, las funciones de producción de bienes y servicios agropecuarios o forestales han sido las mejor descritas (Daily et al. 2009); por ejemplo, la relación entre productividad primaria y la producción de carne o la profundidad, textura y fertilidad del suelo y la productividad forestal. Para la mayor parte de los servicios ecosistémicos estas relaciones no han sido siquiera planteadas. Por otro lado, la valoración monetaria implica la definición de un cambio marginal (pequeños cambios en la cantidad del SE afectan su valor monetario) que es difícil de asociar a un proceso ecosistémico (Heal 2000).

Además de los problemas asociados a la falta de información, asignar valores monetarios a los servicios ecosistémicos presenta otras dificultades que podríamos denominar conceptuales y que surgen, en buena medida, de inscribir el análisis en una lógica económica. Esto implica mucho más que la evaluación de alternativas en términos de costo-beneficio. Un primer cuestionamiento deriva de la teoría del valor económico (Volkov et al. 1985). El valor económico de un bien o de un servicio surge de la cantidad de trabajo humano incorporado que el mercado, suponiendo un funcionamiento ideal, terminaría por reflejar en un precio (Marx 2008). Los SE no derivan del trabajo humano y su valoración económica sólo podría hacerse en casos en los que un nivel de provisión de un servicio ecosistémico permite disminuir la cantidad de trabajo en la producción de un bien transable. No es casual que la valoración económica haya funcionado en el caso de la provisión de agua o de la regulación hídrica (e.g., Pagiola 2008, Wunder et al. 2008), casos en donde es posible evaluar de manera clara un costo de reemplazo (planta de tratamiento, defensas contra inundaciones, riego) en el que se incurriría inevitablemente en ausencia de ese SE (Heal 2000).

Por otro lado, al asignar un valor monetario a los SE se fuerza, de manera tácita, un mecanismo de decisión que opera con la lógica del mercado. En muchos casos esto implica definir qué actores sociales podrán participar de la decisión y cuáles no. Participarían del proceso de toma de decisiones quienes detentan la propiedad o el control del capital natural. La privatización de los recursos naturales o de su control es funcional a este esquema de toma de decisiones. Por otra parte, al definir un valor monetario se incurre en un grave riesgo: la variación de los precios relativos de los bienes y servicios de producción alternativa (producción de “commodities” agrícolas vs. mantenimiento de la biodiversidad) puede inducir decisiones irreversibles. Por ejemplo, el aumento en el precio de la soja durante la primera década del siglo XXI, asociado a especulaciones del mercado financiero globalizado, excluye cualquier alternativa de preservación de bosques basada sobre los bienes y servicios ecosistémicos que produce (e.g., madera, carbón, regulación hídrica, etc.). Un contexto de precios favorable a la producción de “commodities” agrícolas genera un cambio (el desmonte) de difícil reversión. En un sistema regulado solamente por el mercado las decisiones individuales de algunos actores (que se benefician económicamente por sus acciones) generan un costo, vía degradación ambiental o caída en el nivel de provisión de un SE, que recae sobre otros actores que no participaron de las decisiones. La valuación monetaria puede inducir la (falsa) percepción de que los SE pueden ser reemplazados por un proceso de manufactura industrial.

La asignación de recursos basada sobre el mecanismo de costo-beneficio genera resultados claramente subóptimos en términos de bienestar general (Scheffer et al. 2000). Hardin (1993) habla del fenómeno de “Socializar costos y Privatizar Beneficios” (“CCPP phenomenon”, Communize the Cost, Privatize the Profit, en inglés).

Calcagno y Calcagno (2000) postulan que la disfunción de los sistemas sociales, con sus secuelas de inequidad, resultaría de una alteración en la jerarquía de restricciones que imponen los subsistemas ético, político y económico. Estos autores señalan que los aspectos éticos restringen y fijan límites al sistema político. En el sistema político los actores buscan acumular poder y sin restricciones éticas los mecanismos para lograrlo quedan fuera de control. Así, por ejemplo, el genocidio o la desaparición forzada de personas puede pasar a ser una práctica política. En el sistema económico capitalista los actores buscan maximizar las ganancias y la acumulación de capital. Sin controles políticos, la lógica económica promueve la sobreexplotación de los recursos naturales y de los trabajadores. Marx (2008) plantea que todo en la naturaleza se torna un objeto, un recurso para o un obstáculo a la expansión de la producción, el desarrollo tecnológico, el crecimiento de los mercados y la circulación del dinero.

La valuación monetaria le quitaría peso a los argumentos éticos y políticos en la discusión de los efectos de las actividades humanas sobre el ambiente. Los aspectos políticos y éticos quedarían entonces al mismo nivel que los económicos. En una economía capitalista las regulaciones ponen límites a la lógica económica de maximización de ganancias, por ejemplo, impidiendo prácticas monopólicas. El mercado, aun suponiendo un funcionamiento poco distorsionado, tiene dificultades serias para regular el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos. Estas dificultades se vinculan, por ejemplo, con la irreversibilidad o la presencia de fenómenos de histéresis (diferencias en la dinámica según el sentido del cambio) en la respuesta de los procesos ecosistémicos a factores de estrés.

¿TIENE SENTIDO HABLAR DE VALOR DE LOS SERVICIOS?

Desde una perspectiva filosófica es, sin duda, muy importante asignar valor a SE en la medida en que éste refleja una cualidad ética o estética de las cosas que permite estimarlas en sentido positivo o negativo (Frondizi 1992). El valor, entonces, tiene un alcance que excede por mucho la definición más común de valor económico: el precio. Más allá de su conveniencia en casos particulares, el énfasis en una valoración económica puede dar lugar a soluciones subóptimas de problemas ambientales o a caer en “trampas ideológicas” al forzar la asunción de marcos conceptuales no explícitos. Uno de los aspectos que difícilmente incorporen las aproximaciones que reducen la valoración a la definición de un precio es la perspectiva diferencial de los distintos actores socioeconómicos.

El concepto de “energía” (Odum 1996), que al igual que la teoría del valor-trabajo de Marx pone énfasis en la producción del bien o servicio y no en el consumo, computa el valor como la energía utilizada e incorporada en la manufactura de un producto. En tal sentido el cálculo emergético sería una alternativa superadora de la valoración económica de los SE, en la que en lugar de expresar su valor en unidades monetarias se lo hace en unidades de energía con calidad equivalente a la solar (Brown y Ulgiati 2004). Esta valoración supera los aspectos subjetivos y contexto-dependiente de la valoración económica. Las incertidumbres asociadas al cálculo emérgetico son entonces menores a las derivadas de las distintas alternativas usadas en la valoración económica de SE. Sin embargo, y a pesar de su carácter superador de las visiones con raíces en la economía neoclásica, esta aproximación tampoco incorpora la dimensión social en la valoración de los SE y en la toma de decisiones en relación a ellos.

LA DIMENSIÓN SOCIAL EN LA TOMA DE DECISIONES RESPECTO DE LOS SE

Para introducir la dimensión social, Scheffer et al. (2000) define las categorías de “afectadores” y “beneficiarios” de un servicio ecosistémico. El afectador será aquel agente que, de manera deliberada o no, altere negativamente el nivel de provisión de un servicio. Por ejemplo, una industria que vierte residuos operará como afectadora de servicios de recreación y provisión de agua potable. Una empresa agropecuaria que desmonta y realiza agricultura en el Chaco afectará la biodiversidad, la regulación hídrica y climática, la capacidad de secuestro de C y el ciclado de nutrientes. Si bien es posible imaginar excepciones, en general los afectadores suelen estar mejor definidos que los beneficiarios, quienes utilizan los SE de forma directa o indirecta al consumirlos o no. En buena medida, es la sociedad como un todo. Dependiendo del servicio en cuestión, los beneficiarios serán locales (e.g., en el caso de la provisión de agua a una localidad particular), regionales (e.g., regulación hídrica de una cuenca) o globales (e.g., regulación de la composición de gases atmosféricos). Para muchos servicios el mismo actor social puede ser afectador y beneficiario. Este es el caso de un agricultor que produce cultivos anuales y miel y vive en su explotación. La aplicación de insecticidas lo convierte en afectador de un servicio del que es beneficiario: la polinización. Un mal manejo de fertilizantes y agroquímicos afectará, a través de la contaminación de napas y cuerpos de agua, la calidad del agua que han de beber él, su familia y su ganado. En los casos en donde afectador y beneficiario se confunden en el mismo sujeto se pueden plantear mecanismos muy efectivos de retrocontrol que permitirían maximizar

la provisión tanto de bienes con valor de mercado como de servicios ecosistémicos. No siempre ocurre esto. El retardo en la percepción de las consecuencias de la afectación puede determinar que el retrocontrol funcione demasiado tarde. En general, los problemas aparecen cuando los afectados no sólo no son beneficiarios del SE de manera directa sino que además no residen allí. El caso paradigmático sería el de compañías multinacionales en donde quienes perciben los beneficios económicos de la actividad y toman las decisiones sobre el nivel de afectación de los servicios ecosistémicos (de manera explícita o implícita) carecen de todo vínculo con el sitio. Redman (1999) identifica a la disociación entre la instancia de toma de decisiones y el territorio como una de las causas más comunes de los problemas ambientales a lo largo de la historia de la humanidad.

La valoración económica de los SE y la toma de decisiones asociadas a un lógica de costo- beneficio asume que “afectadores” y “beneficiarios” contribuyen de manera equivalente a la búsqueda de un óptimo de bienestar social. Esto rara vez ocurre. En general los afectados tienen un peso económico y político mucho mayor que el de los beneficiarios (Scheffer et al. 2000). La capacidad de la industria u otros afectados de definir qué costos y qué beneficios se consideran es sensiblemente mayor que la de los beneficiarios, en general una atomizada sociedad local. El componente político, en la medida que refleja relaciones de poder, tendería a distorsionar aun más el panorama en favor de los afectados. Por ejemplo, la empresa productora de celulosa Botnia, instalada en la orilla oriental del Río Uruguay en 2007 (ver detalles en Altesor et al. 2008), prácticamente eliminó las posibilidades de que la sociedad restrinja su papel como afectador de varios SE (regulación hídrica, calidad del agua, recreación) mediante la firma de tratados de protección de inversiones con el gobierno uruguayo antes de comenzar la construcción de la planta. De esta manera transfirió los costos de las demandas de los beneficiarios al Estado uruguayo, quien, en última instancia debería actuar como árbitro.

¿CÓMO INCORPORAR LOS SE A LA TOMA DE DECISIONES Y A LA PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO?

¿Cómo generar una alternativa operativa para que los servicios ecosistémicos sean considerados en el proceso de toma de decisiones? Cowling et al. (2008) presenta un esquema general en donde identifica una etapa de evaluación, una de planificación y la implementación del manejo. Me concentraré aquí en la etapa de evaluación. El énfasis en esta etapa debería estar puesto en cuatro aspectos.

1. Identificar qué procesos ecosistémicos y servicios asociados se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones. En esta etapa deben definirse las “funciones de producción” de cada servicio a considerar.
2. Determinar la magnitud y sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención (“funciones de afectación”).
3. Identificar los actores e involucrados sociales, económicos y políticos más importantes (“stakeholders” en la literatura de habla inglesa).

4. Cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos.

La consideración de estos cuatro aspectos conlleva la necesidad de definir la escala (extensión y resolución) del análisis. En esta definición deberán considerarse cuestiones relacionadas con las “unidades proveedoras” de los SE (Luck et al. 2003), ya sean poblaciones o ecosistemas, con la configuración del paisaje en donde las unidades proveedoras se encuentran y con el contexto socio-político administrativo de la toma de decisiones y la gestión. En el caso del medio rural de muchos países sudamericanos la extensión del análisis suele coincidir con la municipalidad o el departamento y el grano con las unidades de manejo de los establecimientos.

La consideración de los cuatro aspectos listados más arriba no resuelve el problema de la toma de decisiones pero provee a quienes deben tomarlas elementos objetivos para evaluar alternativas. En última instancia, la decisión dependerá de cuestiones políticas, o sea, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, visiones e ideología, y del grado de control que tengan del Estado. La importancia de los aspectos ideológicos no debería soslayar la necesidad de abordar la evaluación de las consecuencias de las alternativas desde una perspectiva técnica.

Un ejemplo para el litoral del Río Uruguay (en cualquier margen...)

En los departamentos ubicados a ambos márgenes del Río Uruguay en la Provincia de Entre Ríos, Argentina, y en la República Oriental del Uruguay existe una fuerte presión por transformar pastizales naturales en cultivos anuales y/o forestales (Paruelo et al. 2006, Jobbágy et al. 2006, Altesor et al. 2008).

La identificación y la cuantificación de los servicios que provee un ecosistema es un tema eminentemente técnico. Sin embargo, requiere de una definición precisa del concepto de SE. Fisher et al. (2009) discuten distintas definiciones y sugieren circunscribir el concepto de SE a los aspectos ecosistémicos usados de manera activa o pasiva para generar bienestar humano. En consecuencia, esta definición restringe el significado a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Para la medición o la estimación de estos fenómenos, los ecólogos, agrónomos o profesionales en ciencias ambientales disponen de alternativas metodológicas diversas. Al realizarse agricultura o forestaciones con especies como pinos y eucaliptos se dejan de proveer ciertos servicios sin valor de mercado para maximizar la producción de bienes comerciales (e.g., madera y granos). Jobbágy et al. (2006) resumen las consecuencias ambientales de las forestaciones en los pastizales del Río de la Plata sobre una serie de procesos ecosistémicos de particular importancia: las ganancias de C, las pérdidas de agua y el balance de nutrientes. Esta información permite construir un gráfico del efecto relativo de las transformaciones de uso del suelo sobre aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (Figura 1a). Los efectos se relativizan respecto de la cobertura original o de aquella que se define como situación de referencia. Así las forestaciones incrementarán las pérdidas de agua por evapotranspiración y las ganancias de C mientras que los cultivos anuales la reducirán respecto de los pastizales. Ambas transformaciones del territorio reducirán la biodiversidad y el C edáfico. La línea superpuesta a las barras indica el rango de los efectos o la incertidumbre en las estimaciones (e.g., el desvío estándar).

El impacto de una transformación dependerá de la superficie ocupada y de la configuración del paisaje. Baldi y Paruelo (2008) presentan descripciones del cambio en la estructura del paisaje

asociado a la expansión agrícola. El efecto integrado de las transformaciones sobre los procesos o servicios ecosistémicos puede ser estimado ya sea sobre la base de descripciones empíricas como las mencionadas o de escenarios de modificación del paisaje. Un primer paso es calcular el producto de la superficie de cada tipo de cobertura (en este caso pastizales, forestaciones y cultivos) por el efecto relativo de cada proceso (Figura 1b). En la Figura 1b se muestra el efecto relativo sobre cada proceso y en la escala de paisaje de dos configuraciones del territorio.

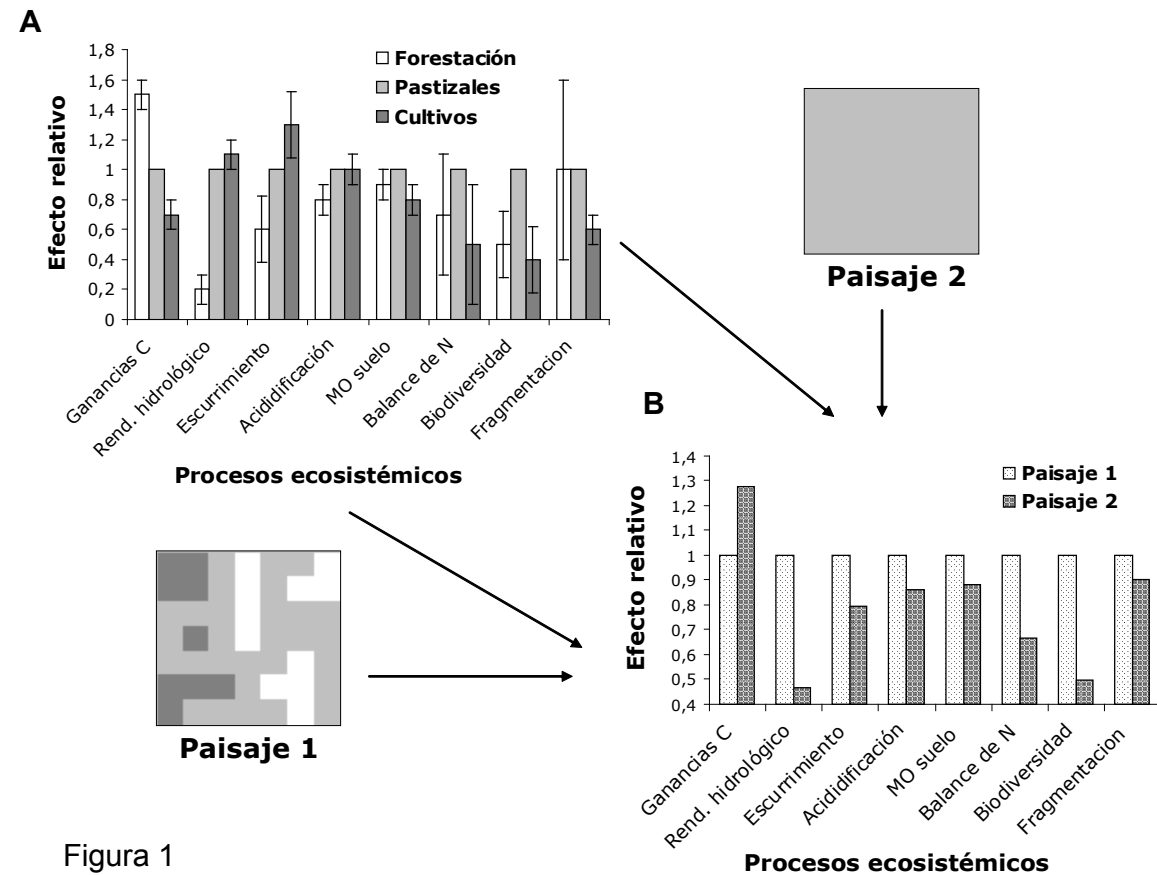


Figura 1

Figura 1. a) Cambio relativo en distintos procesos ecosistémicos respecto de la vegetación nativa (pastizales) al transformarse una celda a cultivos o forestaciones. Las líneas indican una medida de la incertidumbre en la estimación (e.g., el desvío estándar). b) Cambio relativo a nivel de paisaje para dos paisajes contrastantes en cuanto a proporción de tipos de coberturas. El efecto relativo en este caso surge del promedio ponderado del efecto de cada tipo de cobertura por su proporción.

En general, un aumento de la superficie transformada en cultivos anuales o forestaciones determinará un aumento de los volúmenes de producción. La relación más probable es la indicada en la Figura 2: un aumento con tasa decreciente. La relación entre el área transformada y el nivel de provisión de un dado servicio ecosistémico ("funciones de afectación") puede asumir distintas formas (Scheffer et al. 2000). Puede caer de manera lineal (Figura 2a), aunque también puede hacerlo con una tasa variable (Figuras 2b y c). En ocasiones, los sistemas pueden presentar umbrales que condicionan la reversibilidad de las transformaciones (Figura 2d) El cálculo realizado en la Figura 1 supone una relación lineal para todos los procesos, sin duda una simplificación grosera. ¿Cuál es la superficie que puede transformarse? La respuesta a esta pregunta requiere,

de manera ineludible, una definición política: cuál es el nivel de reducción en la provisión de cada uno de los servicios que la sociedad está dispuesta a tolerar. En el ejemplo el nivel de reducción tolerable es el indicado con la flecha. Si la relación entre el nivel de transformación y el nivel de provisión del servicio es la de la Figura 2b la superficie será mayor que si la relación es la ejemplificada en la 2c.

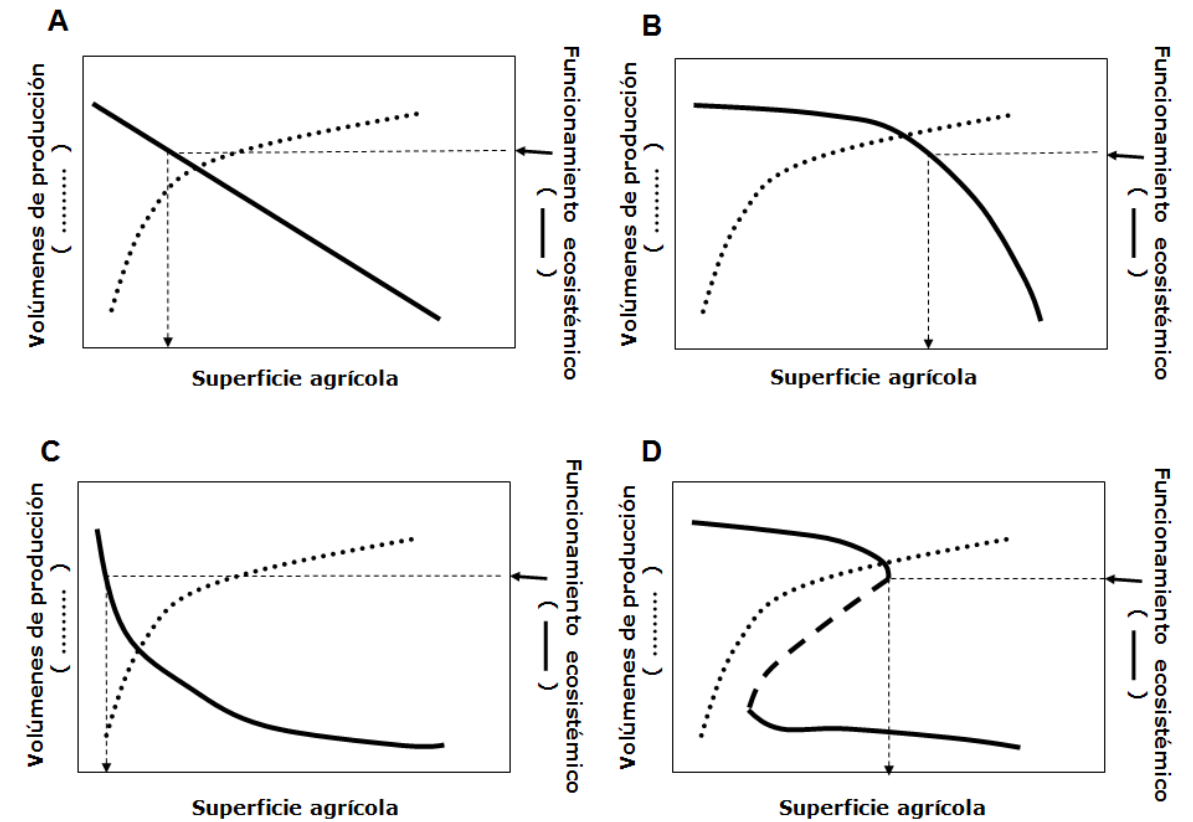


Figura 2. Cambios hipotéticos en el nivel de producción física de "commodities" y en el nivel de funcionamiento ecosistémico en función de la superficie cultivada de un paisaje. Para la producción física de commodities la relación con la superficie cultivada asume que primero se ocupan las tierras más productivas y a medida que la calidad de los sitios incorporados al cultivo disminuye baja la tasa de aumento de los volúmenes físicos producción. Para el funcionamiento ecosistémico se suponen cuatro formas de afectación por aumento de la superficie agrícola. La flecha sobre el eje Y corresponde al nivel tolerable de afectación del funcionamiento ecosistémico. La forma de la relación funcionamiento ecosistémico-superficie agrícola definirá, dado el nivel de afectación, la superficie que podría ser cultivada.

Los estudios que proveen evidencias acerca de los efectos del cambio en el uso del suelo sobre los SE no incluyen juicios de valor del tipo ¿es "buena" o "mala" la forestación? La respuesta a esta pregunta necesita especificar el "para quién". La percepción acerca de las bondades de un proceso de cambio en el uso del suelo variará de acuerdo a los grupos sociales o de interés que estemos considerando. La identificación de los grupos sociales que serán considerados actores e involucrados ("stakeholders") (tercer aspecto de los considerados más arriba) tendrá una relación dialéctica con la definición de los impactos a evaluar. Algunos criterios que se deberían tener

en cuenta en la identificación de actores e involucrados incluyen los derechos sobre la tierra o los recursos, la continuidad de la relación (e.g., residentes vs. turistas), el conocimiento y las habilidades para el manejo/gestión del sistema, las pérdidas o daños asociados al impacto, la relación cultural e histórica con el sistema/recursos, el grado de dependencia económica y social de los recursos o el sistema, el compromiso e intereses en el manejo, la equidad en el acceso a los recursos y en la distribución de beneficios, la compatibilidad de los intereses del involucrado con objetivos de conservación o planificación a nivel político y el impacto presente o potencial de las actividades del involucrado en los recursos (Reed 2008).

La Figura 3 muestra un ejemplo simplificado de cómo considerar la apropiación de beneficios y perjuicios (el cuarto de los aspectos listados). Los valores incluidos son ficticios pero plausibles. La parte A de la matriz presenta tres conjuntos de bienes y servicios que se transa en mercados. Por un lado un grupo de bienes englobados en la categoría de “commodities” (i.e., que se comercian en un mercado global) y que incluirían carne, cereales, oleaginosas y madera. Por otro se incluyen actividades turísticas y la producción de bienes de consumo local (e.g., productos hortícolas o de granja). Se consideran a su vez tres usos alternativos del suelo: ganadero (que es tomado como la referencia en la medida en que representa el de menor grado de artificialización del sistema), forestal y agrícola. Para cada uno de esos bienes/servicios y usos del suelo se expresa el cambio en el nivel de provisión (efecto o valor) para cada uno de los usos. Este cambio puede ser expresado, por ejemplo, en unidades de emergía (ver un ejemplo de cálculo en Martin et al. 2006 y los artículos de Ferraro y Rótolo et al, capítulos 9 y 27 de este libro, respectivamente) a fin de tener una unidad común e independiente del aspectos subjetivos o coyunturales (e.g., fluctuaciones del mercado). Dado que se trata de bienes o servicios que tienen un mercado, en este caso es posible también valuarlos en términos económicos. La parte C de la tabla corresponde a (algunos) procesos ecológicos que determinan servicios ecosistémicos y a la magnitud del cambio bajo distintos usos (ver Figura 1a). Estos efectos corresponden a la variación relativa respecto de una situación de referencia, en este caso el uso ganadero de pastizales naturales. Obsérvese que este caso el valor consignado surge de considerar las funciones de afectación definida para cada proceso o SE.

La parte B de la matriz presenta los posibles actores sociales involucrados (el tercer aspecto a considerar). La lista no es exhaustiva y la definición de quienes califican como actores requiere de un análisis cuidadoso (Reed 2008) y también de definiciones políticas ya que la “visibilidad” de un actor dependerá de su peso político y de la actitud del estado hacia él. Una vez definidos estos actores puede calcularse de qué porción del valor de cada ítem se apropia cada uno de ellos en cada alternativa de uso. Esto dependerá del contexto social, económico y político. Así, por ejemplo, dependerá de los precios de los “commodities”, de la presión fiscal, de las regulaciones estatales, etc. Nuevamente, el cálculo de la apropiación puede hacerse en base a valuaciones económicas o emergéticas. Con seguridad, los resultados serán diferentes y es importante considerar de manera conjunta ambas estimaciones. Para una misma actividad, la suma de la porción apropiada por cada actor suma 1. Por tratarse de bienes y servicios privados e integrados a un mercado hace que se comporten como apropiables y consumibles en donde un actor excluye a los otros de la

propiedad de la porción que se adueña y esa porción apropiada deja de estar disponible para los otros (Fisher et al. 2009).

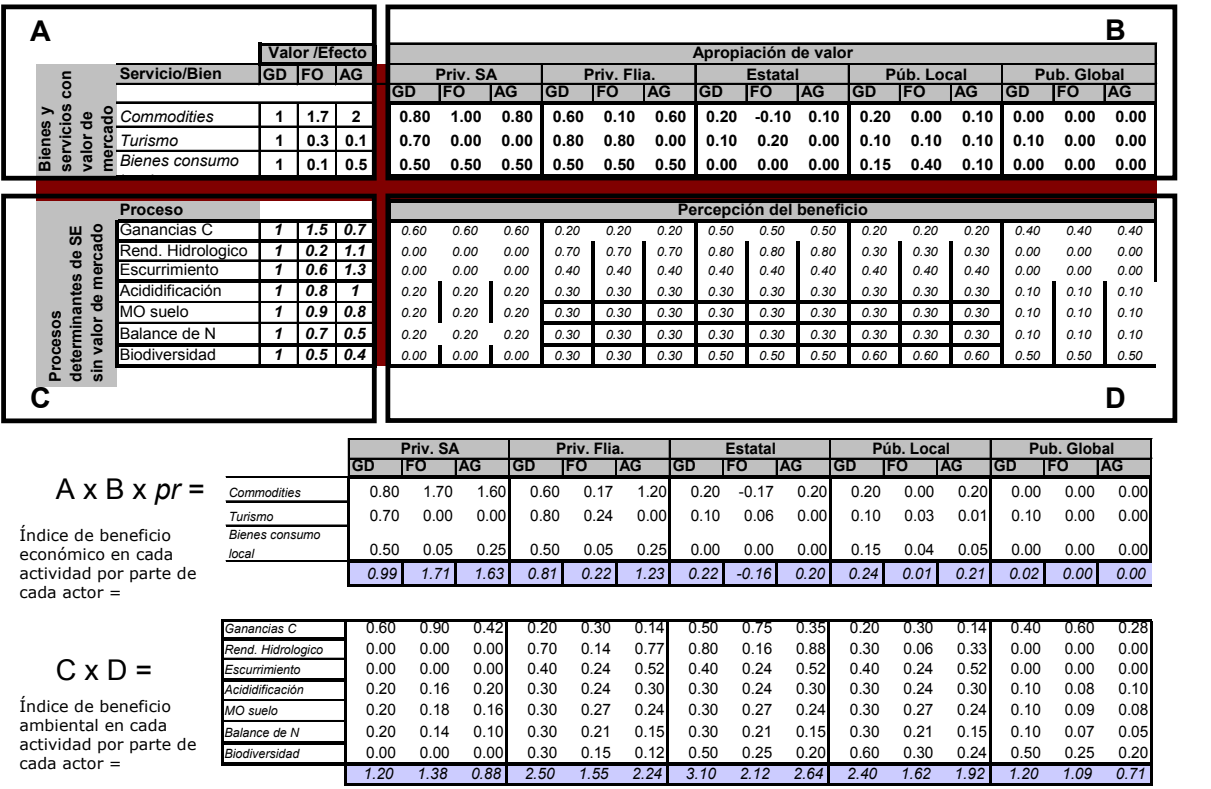


Figura 3. a) Grupo de bienes y servicios transables producidos en una dada región (filas) bajo distintos tipos de uso del suelo (ganadería (GD), cultivos anuales (AG) y forestaciones con eucaliptos o pinos (FO)) (columnas). Los niveles de producción física, expresados, por ejemplo, en unidades de emergía, están relativizados respecto del uso que implica el menor grado de artificialización del paisaje (en este caso el ganadero). Se incluyen tanto bienes comercializables en un mercado global (“commodities”) como bienes y servicios de consumo local. b) Nivel de apropiación de cada bien por parte de cada actor socioeconómico (Privado Sociedad Anónima, Privado Familiar, Sector Estatal, Público Local y Público Global) en cada situación de uso del suelo. c) Procesos ecosistémicos determinantes del nivel de apropiación de distintos servicios ecosistémicos (filas) y magnitud de cambio en el nivel del proceso en cada alternativa de uso del suelo respecto al uso ganadero. d) Percepción del beneficio que el proceso en cuestión tiene para cada grupo de actores en cada alternativa de uso del suelo.

La sumatoria para cada uno de los bienes de las columnas de la combinación de las matrices A y B (por un precio para cada bien o servicio) permite calcular un índice de beneficio económico para cada actor en cada alternativa de uso. Un índice de beneficio ambiental puede calcularse de manera análoga a partir de las matrices C y D.

Por último, la parte D de la matriz corresponde a la percepción del beneficio que cada proceso/SE genera para cada grupo de actores. La percepción del beneficio depende del nivel educativo, de la posibilidad de evitar perjuicios y de aspectos ideológicos, entre otros factores. La matriz permite ver no sólo la magnitud del efecto de un cambio en el uso del suelo sobre bienes y servicios con y sin valor de mercado sino también la repercusión de esos cambios en los distintos actores considerados. Un mismo actor en la matriz puede ser, en la denominación propuesta por Scheffer et al. (2000), afectador o beneficiario de un servicio. En este caso, los procesos variarían en cuanto nivel de a su nivel de apropiación y consumo constituyendo algunos bienes públicos puros (e.g., el beneficio asociado a la existencia en el caso de la biodiversidad).

Los valores incluidos en las distintas partes de la matriz de la Figura 3 presentan distintas dificultades para su estimación. Para un dado contexto fiscal, económico y político el cálculo de las partes A y B es relativamente directo y objetivo. El nivel de incertidumbre estará asociado a los cambios temporales en precios relativos, a la situación política o a la calidad de los datos de emergencia de los distintos insumos y procesos. En todos los casos son cantidades físicas, monetarias o emergéticas cuantificables. La parte C (funciones de afectación de los SE o procesos ecosistémicos) puede estimarse de manera objetiva pero mucho más laboriosa que la parte A. Primero es necesario definir qué procesos incluir y luego estimar/medir el cambio que cada uso de suelo genera respecto de una situación definida como de referencia. Una dificultad básica deriva de la variación espacial y temporal de los procesos. Las ganancias de carbono varían entre tipos de ecosistemas (pastizales vs. bosques) pero también dentro de cada tipo de acuerdo a variaciones edáficas, historia previa, manejo, etc. Sin duda, la parte D es la de más difícil estimación debido a los componentes subjetivos entre y dentro de grupos. La percepción del beneficio no corresponde a la apropiación física de una cantidad sino a la importancia que cada actor le asigna a ese proceso como determinante de su bienestar. La generación de los coeficientes requiere de una estrategia de consultas y/o encuestas no exenta de dificultades, pero hacer explícitas las visiones de cada grupo en forma de coeficientes en una matriz puede representar una contribución fundamental al proceso de toma de decisiones.

La suma a través de bienes y servicios para cada columna de las matrices resultantes de la multiplicación aritmética, celda a celda entre A y B y entre C y D, permite calcular un índice de beneficio económico o ambiental en cada actividad por parte de cada actor (Figura 3). La matriz A-B consiste en la provisión de bienes incorporados al mercado, y puede ser multiplicada por un vector adicional (pr) que toma en cuenta los precios relativos de los bienes y servicios. De acuerdo a estos índices puede estimarse cómo una dada transformación del territorio impactará sobre cada actor social (Figura 4). De esta manera, los beneficios económicos serán mayores para los sectores productores privados que para el sector estatal o el público local con cualquier tipo de transformación. Para el Estado, considerando que se subsidia la actividad, un paisaje con el 100% de las tierras productivas dedicado a la forestación tendría un perjuicio económico (valor negativo del índice). Por supuesto, un aumento de las cargas tributarias modificaría la columna que corresponde al Estado en la porción A de la matriz A. En la medida en que el estado deba suplir los servicios que la modificación de los procesos ecosistémicos altera (e.g., defensa frente a inundaciones, provisión de agua, recuperación de especies amenazadas, etc.) será el actor con un índice de beneficio ambiental mayor.

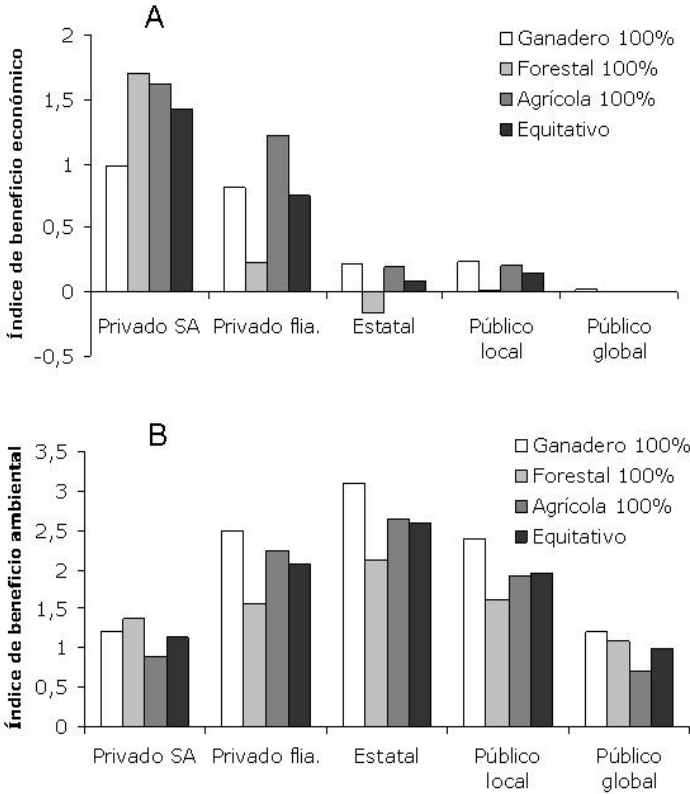


Figura 4. Índices de beneficio económico (A) y ambiental (B) (ver Figura 3) para distintas configuraciones del paisaje: dominado por ganadería, agricultura o forestación o con una distribución equitativa de esos usos. Los valores surgen de la suma de los beneficios de cada uso para cada actor ponderada por la proporción de ese uso en el paisaje.

CONCLUSIONES

La discusión anterior y el ejemplo desarrollado sugieren que reducir la valoración de los SE a la definición de un valor monetario no es un requisito para incorporar la dimensión ambiental a la toma de decisiones. Del ejemplo surge también que la decisión de cómo configurar el paisaje de la región no se deriva de manera inmediata del análisis presentado. En esta etapa deben considerarse valores de equidad, justicia y la viabilidad de un esquema de uso (en sus dimensiones sociales, políticas y económicas). Cuántos beneficios están dispuestos a resignar cada uno de los actores y hasta dónde la sociedad tolera pérdidas en el nivel de provisión de un dado servicio (y, en consecuencia, en calidad de vida) no son cuestiones a resolver en el plano técnico. Sin embargo, disponer de la mayor cantidad y calidad de información acota el margen de la discusión.

Mejorar el proceso de toma de decisiones requiere trabajar en varios planos, distintos pero relacionados. Por un lado, el plano ideológico (i.e., el conjunto de ideas, valores e intereses que definen el pensamiento y la acción de los individuos o de los grupos de actores), marcará los límites de buena parte de las discusiones. Entender desde qué pensamiento se plantean las propuestas o acciones permite una mejor evaluación de sus consecuencias indirectas. Como señalaba más

arriba, un análisis de costo-beneficio económico implica, en buena medida, asumir una perspectiva ideológica en donde la asignación de recursos se realiza según las leyes del mercado. Esto, por ejemplo, pone límites a la acción del Estado y define la importancia de los derechos de propiedad de los recursos naturales. En otro plano, la Ciencia tiene un papel fundamental en el proceso de toma de decisiones ya que de los marcos conceptuales que provee se derivarán, entre otras cosas, las técnicas que permitan identificar los SE involucrados, los actores sociales a considerar y el nivel de modificación en la provisión de SE. En esta tarea es crítico el aporte de las ciencias biofísicas y de las ciencias sociales para desarrollar modelos que permitan incorporar la interdependencia, los compromisos y las no linealidades en la provisión de distintos SE (Rodríguez et al. 2006).

Finalmente, la dimensión política (i.e., las relaciones entre los distintos grupos que disputan el control del gobierno, el Estado y el poder fáctico) definirán en última instancia las decisiones. Estos tres planos, se entrelazan y definen mutuamente de manera dialéctica. La omisión de cualquiera de ellos en el proceso de toma de decisiones disminuye la probabilidad de tomar decisiones que satisfagan los objetivos de preservación del ambiente y de equidad en la distribución de costos y beneficios en la sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó a partir de la financiación del IAI CRN 2031 y de proyectos UBACYT y FONCYT. Agradezco la colaboración de María Vallejos y la lectura crítica de Esteban Jobbágy (UNSL), Antonio Castro (UAL, España), Javier Cabello (UAL, España) y Alice Altesor (UDELAR, Uruguay).

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A., G. Eguren, N. Mazzeo, D. Panario y C. Rodríguez. 2008. La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. *Ecología Austral* 18:291-303.
- Baldi, G. y J.M. Paruelo. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology and Society* 13:6. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/ (último acceso 12/10/2010).
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bohlen, P.J., S. Lynch, L. Shabman, M. Clark, S. Shukla y H. Swain. 2009. Paying for environmental services from agricultural lands: an example from the northern Everglades. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:46-55.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling* 178:201-213.
- Calcagno, A.E y E. Calcagno. 2000. Para entender la política. Ed. Catálogos. Buenos Aires. Argentina.
- Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:1305-1312.
- Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391:629-30.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.
- Cowling, R.W. et al. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings National Academy of Science USA* 105:9483-9488.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.
- Ferraro, D. Eficiencia energética y servicios ecosistémicos. Capítulo 9 de este libro.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Fronidizi, R. 1992 ¿Qué son los valores? Fondo de Cultura Económica. México.
- Goulden, L. y D. Kennedy. 1997. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. Pp. 237-252 en: Daily, G. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Hardin, G. 1993. Living within limits. Oxford: Oxford University Press. EE.UU.

Heal, G. 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3:24-30.

Jobbágy, E.G., M. Noretto, J.M. Paruelo y G. Piñeiro. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 16:12-21.

Luck, G.W., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18:331-336.

MEA. 2004. Ecosystems and human well-being: our human planet. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

Martin, J.F., S.W.A. Diemont, E. Powell, M. Stanton y L. Levy-Tacher. 2006. Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115:128-140.

Marx, K. 2008. Crítica de la economía política. Ed. Claridad. Buenos Aires. Argentina. (edición original de 1858).

Mooney, H.A. y P.R. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily, G.C. (ed.). *Nature's services*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

Odum, H.T. 1996. Environmental accounting: emergy and decision making. John Wiley, New York, EE.UU.

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65:712-724.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* 10:47-61.

Redman, C.L. 1999. Human Impact on Ancient Environments. University of Arizona Press, Tucson, EE.UU.

Reed, M.S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: a literature review. *Biological Conservation* 141:2417-2431.

Rodríguez, J.P., T.D. Beard Jr., E.M. Bennett, G.S. Cumming., S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso 12/10/2010).

Rótolo, G.C. Enfoque emergético en el análisis de los servicios ecosistémicos para la planificación regional. Capítulo 27 de este libro.

Ruffo, S. y P.M. Kareiva. 2009 Using science to assign value to nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:3-3.

Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3:451-471.

Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.

Volkov, M., I. Smirnov y I. Faminsky. 1985. Economía Política. Diccionario. Editorial Progreso, Moscú. U.R.S.S.

Wunder, S., S. Engel y S. Pagiola. 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics* 65:834-852.

Capítulo 6

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

José Paruelo¹, Domingo Alcaraz-Segura^{1,2} y José N. Volante³

¹Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, IFEVA y Facultad de Agronomía. UBA-CONICET. Av. San Martín 4453. (1417) Buenos Aires, Argentina. Email Paruelo: paruelo@agro.uba.ar - ²Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería, La Cañada de San Urbano. (04120)Almería, España. ³EEA INTA Salta. Cerrillos, Salta, Argentina.

Resumen. El seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de los servicios ecosistémicos con una cobertura completa del territorio es un aspecto crítico en la implementación de planes de manejo y ordenamiento del territorio. En este capítulo se propone un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir del cálculo de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). Los TFEs identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales. Cada TFE puede ser caracterizado sobre la base de procesos ecosistémicos y, por lo tanto, puede reflejar el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Los TFE pueden definirse a partir de atributos funcionales derivados de la dinámica estacional de índice espectrales registrados por sensores remotos. Los cambios en los TFE observados en el período 2000-2005 en área originalmente ocupadas por bosques chaqueños de Salta y Jujuy se asocian a una caída en la productividad primaria neta (PPN) y a un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN). Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las unidades político-administrativas (UPAs) o en las áreas de referencia (áreas con bajo impacto antrópico). En cambio, la PPN y su variación estacional disminuyeron sensiblemente en áreas desmontadas. Las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños pueden entonces ser descritas en términos de transiciones entre TFE y de caída en la PPN y aumentos en la estacionalidad, cuya influencia sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá a su vez de otros factores tales como las características de la cuenca o factores de manejo.

INTRODUCCIÓN: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y FUNCIONAMIENTO ECOSISTÉMICO

El proceso de toma de decisiones en cuestiones ambientales requiere no sólo de un inventario de los servicios ecosistémicos (SE) sino también de una estimación de la tasa de provisión y demanda de dichos servicios y de una evaluación de cómo las actividades antrópicas modifican su provisión. Los SE son evaluados frecuentemente a partir de mediciones o de indicadores estáticos y puntuales que no brindan una representación adecuada de todo el territorio y/o no captan la variación temporal en la tasa de provisión y demanda del servicio (Carpenter y Folke 2006). El objetivo de este capítulo es proponer un sistema de seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios a partir de la caracterización y la estimación de la cobertura de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs). El sistema propuesto se ejemplifica para bosques chaqueños de las provincias de Salta y Jujuy.

Uno de los atractivos del concepto de SE es su relación directa con el funcionamiento y la integridad estructural de los ecosistemas. Más aun, la definición de tipos de SE del MEA (2004) reconoce la existencia de servicios de soporte que se identifican de forma directa con el intercambio de materia y energía del ecosistema (e.g., la productividad primaria neta y el ciclado de materiales), es decir, con su funcionamiento (Virginia y Wall 2001). A su vez, varios servicios de provisión y regulación presentan una relación directa con procesos funcionales. Por ejemplo, la provisión de agua depende del rendimiento hidrológico de la cuenca en cuestión, y el rendimiento hidrológico resultará de la magnitud relativa de los flujos de evaporación, transpiración, drenaje y escorrentía. Evaluar cómo se modifica el nivel de provisión de este servicio implica monitorear alguno de estos procesos ecosistémicos. Díaz et al. (2007) identificaron para pastizales subalpinos una serie de SE y los procesos ecosistémicos a los que se asocian. Estos autores vinculan los cambios en el nivel de provisión de los distintos SE entre usos o coberturas, con cambios funcionales que a su vez se relacionan con la variación en la diversidad funcional de plantas. Esta diversidad funcional, en última instancia, es una expresión de la biodiversidad.

Fisher et al. (2009), partiendo de una definición algo distinta de SE, proponen una clasificación complementaria o adicional a la del MEA (2004). Estos autores separan los beneficios que obtiene la sociedad humana de los fenómenos ecosistémicos que los generan, y circunscriben la definición de SE a fenómenos (i.e., procesos y estructuras) del ecosistema. Así, la regulación hídrica, la productividad primaria o la formación de suelo son SE intermedios que determinan servicios finales (e.g., purificación del agua) de los cuales se derivan beneficios (e.g., agua potable).

Aquellos servicios relacionados de manera directa con la dinámica de la energía y de la materia son potencialmente cuantificables a partir de técnicas de teledetección de una manera rápida y continua en el tiempo y en el espacio. Una ventaja de estas aproximaciones es que permiten la cuantificación y el seguimiento de un determinado servicio en grandes extensiones usando el mismo protocolo de observación.

Un aspecto clave en la evaluación de los SE es cuantificar en qué medida un proceso determinado (e.g., el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N, el balance de C) se ve afectado por cada tipo de intervención (implantación de bosques artificiales, construcción de una carretera, expansión agrícola) y cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores socioeconómicos (Paruelo 2010, este volumen). En la planificación del

uso del territorio, la identificación de los procesos ecosistémicos resulta un punto clave de cara a evaluar compromisos en el nivel de provisión de SE (Rodríguez et al. 2006). En varios capítulos de este libro se exponen alternativas para su evaluación. En la mayoría de los casos, para que estas evaluaciones se tornen operativas, deben realizarse en una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar.

ESCALAS EN LA EVALUACIÓN DE SE

La definición de la escala espacial y temporal de análisis es uno de los aspectos críticos de cualquier estudio ecológico (O'Neill et al. 1986, Peterson et al. 1998, García 2008). Los servicios del ecosistema tienen asociada, en mayor o menor medida, una escala espacial. Esta escala puede no ser la misma para el proceso ecosistémico que para el SE que de él deriva. Por ejemplo, la capacidad de procesar y de detoxificar residuos o de regular la emisión de metano u óxidos de N con efecto invernadero resulta de la actividad de microorganismos. Los mecanismos que subyacen a estos procesos involucran pasos metabólicos complejos que suceden a nivel subcelular. Aun cuando los mecanismos ocurren a una escala microscópica, el resultado neto de la actividad de estos microorganismos adquiere significado en términos de los servicios provistos a escalas de mucho menor detalle. Para el caso de la regulación de la composición atmosférica, la escala relevante puede ser, incluso, la global. Por otra parte, muchos de los beneficios asociados a un servicio dado se perciben a distancias considerables del ecosistema que los está proveyendo o en configuraciones espaciales particulares (e.g., aguas abajo) (Fisher et al. 2009). El control de la erosión del suelo que realiza un ecosistema dado ejemplifica cómo la correcta evaluación de ese servicio requiere de una cierta perspectiva espacial. Si bien el tipo y grado de cobertura vegetal, la pendiente y la textura del suelo de un lote en particular son elementos clave para evaluar su susceptibilidad a la erosión, el contexto geográfico del lote es esencial. Así, su posición relativa en el paisaje, las características de los lotes vecinos y las perturbaciones a su alrededor son determinantes importantes de lo que ocurrirá en ese lote. En un contexto geográfico heterogéneo, lo que ocurre en un parche de vegetación depende de lo que ocurre en los parches contiguos. Si bien los procesos de sucesión, extinción local o lixiviación ocurren en un sitio particular, la dinámica de ese sitio rara vez resulta crítica en sí misma. Estos ejemplos destacan la importancia de evaluar los servicios a nivel de paisaje. Aun cuando los paisajes pueden tener tamaños diversos, su extensión varía en general entre 10 y 10^4 ha.

Sin embargo, no sólo debe considerarse la dimensión biofísica a la hora de definir la escala del análisis de los SE, también hay que tomar en cuenta la dimensión administrativa. La extensión del análisis de los SE variará entonces entre el municipio (partido o departamento) y la provincia. Más aun, en muchas circunstancias es imprescindible trabajar sobre la coordinación entre distintas unidades administrativas (López-Hoffman et al. 2010). La resolución espacial debería permitir identificar los distintos tipos de ecosistemas y coberturas del suelo (parches del paisaje) y las unidades de manejo (establecimientos o potreros).

EL SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE

Además de ayudar en el proceso de toma de decisiones, la caracterización de los SE es un elemento clave en programas de seguimiento. Carpenter et al. (2009) resaltan la importancia de mantener y mejorar sistemas de seguimiento de los SE. Estos sistemas son muy importantes en la evaluación de la sustentabilidad y salud ecosistémica (Rapport et al. 1998a, b).

El seguimiento del nivel de provisión de SE debería basarse sobre el registro de procesos o de funciones ecosistémicas (servicios intermedios) de los cuales se deriven servicios finales y beneficios para la sociedad. Las variables a incluir en estos instrumentos de seguimiento deben seguir algunos principios básicos (Costanza et al. 1992, Grumbine 1994, Ludwig et al. 2004, Zorn et al. 2001) para ser capaces de: 1) poder registrarse a nivel de ecosistema, a lo largo de grandes áreas y en tiempo real, 2) tener un tiempo de respuesta que permita la detección temprana de los impactos para servir de guía a una gestión adaptativa efectiva; 3) poder ser medidas de forma fácil, económica y directa, 4) capturar la variabilidad espacio-temporal causada tanto por los regímenes naturales de cambio como por las perturbaciones humanas; 5) permitir el establecimiento de valores cuantitativos de referencia o control; 6) poder ser comparadas no sólo a nivel local sino también a escala regional, y 7) poder establecer relaciones entre ellas a través de diferentes escalas espaciales.

EL CONCEPTO DE TIPO FUNCIONAL DE ECOSISTEMA (TFE) Y SU USO EN LA EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL NIVEL DE PROVISIÓN DE LOS SE

La posibilidad de estimar flujos de C y agua mediante sensores remotos brinda enormes posibilidades en estudios ecológicos regionales ya que permite cuantificar variables ecosistémicas de manera directa sobre áreas extensas sin necesidad de recurrir a protocolos de extrapolación de mediciones puntuales (Paruelo et al. 2001). En buena medida, el uso de estas herramientas permite satisfacer varios de los requisitos para variables a incluir en programas de seguimiento listados en el punto anterior. El uso de estimaciones de variables ecosistémicas funcionales derivadas de la teledetección tiene muchos antecedentes en la literatura (ver Kerr y Ostrowsky 2003, Petorelli et al. 2005, Paruelo 2008). La curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN), en tanto un estimador de las ganancias de C, permite estimar una serie de atributos capaces de discriminar el comportamiento funcional de distintos ecosistemas (Figura 1). Petorelli et al. (2005) resumen los atributos que pueden calcularse a partir de las curvas estacionales de índices de vegetación derivadas de datos provistos por plataformas con alta resolución temporal (e.g., AVHRR/NOAA o MODIS) (Tabla 1).

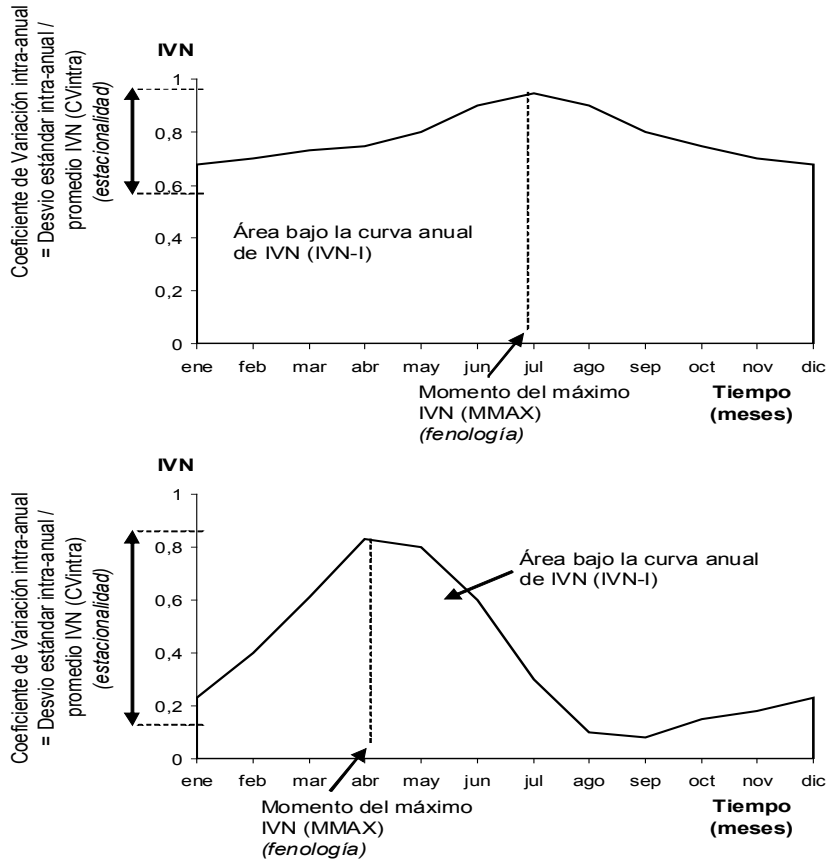


Figura 1. Dinámica estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) a lo largo del año y atributos descriptores del funcionamiento ecosistémico para dos ecosistemas que difieren en la integral del IVN, la fecha del máximo y la variabilidad estacional. Ver tabla 1 para detalles de los atributos que pueden derivarse de la curva estacional de IVN.

Tabla 1. Atributos derivados de la curva estacional del índice de vegetación normalizado (IVN) y sus características (modificado de Pettorelli et al. 2005).

Atributo	Tipo de medida	Definición	Proceso ecosistémico o servicio intermedio	Comentarios
IVN-I	Productividad total y biomasa	Suma de valores positivos de IVN en un período de tiempo	Productividad anual de la vegetación	No es importante cuando la calidad es tan importante como la cantidad (e.g., herbívoros muy selectivos)
Máximo IVN	Productividad total y biomasa	Máximo IVN en el año	Productividad anual de la vegetación	Sensible a falsos picos y "ruido"
Rango relativo de IVN	Variabilidad intra-anual en productividad	(Máximo IVN - Mínimo IVN) / IVN-I	Estacionalidad de las ganancias de C	Sensible a falsos rangos debidos a datos marginales
Tasa de incremento o decremento de IVN	Fenología	Pendiente entre valores de IVN en diferentes fechas; Pendiente de la curva logística de una serie temporal de valores de IVN	Tasa de cambio de la productividad primaria y de la senescencia	Sensible a falsos picos y "ruido"
Fecha de comienzo o final de estación de crecimiento	Fenología	Fechas estimadas a partir de valores umbral o con el método de medias móviles	Fenología	La precisión esta ligada a la escala temporal de los datos (mayor frecuencia trae aparejado peor calidad de datos)
Duración de la estación de crecimiento	Fenología	Tiempo con valores de IVN > 0 o período entre inicio y final de estación de crecimiento	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"
Momento de máximo IVN	Fenología	Fecha en la que se registra el valor máximo de IVN	Fenología	Sensible a falsos picos y "ruido"

Soriano y Paruelo (1992) introducen el concepto de "biozonas" o "tipos funcionales de ecosistemas" (TFE). Los TFE identifican grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera y que, además, responden de manera semejante ante factores ambientales (Paruelo et al. 2001). Los TFE equivalen a los tipos funcionales de plantas (TFP) pero definidos a un nivel de organización jerárquico superior. La identificación de TFE ha permitido describir los patrones regionales de las ganancias de carbono por parte de la vegetación y la diversidad funcional de los ecosistemas templados en Sudamérica (Paruelo et al. 1998, 2001, Baeza et al. 2006) y en la Península Ibérica (Alcaraz-Segura et al. 2006). En estos trabajos, los TFE fueron definidos a partir del índice de vegetación normalizado (IVN) obtenido de imágenes provistas por los satélites AVHRR/NOAA para el período 1982-1999. Cada unidad de muestreo se caracterizó por medio de la curva estacional de IVN promedio para el período. La categorización de los gradientes de los atributos de las curvas de IVN y su posterior combinación permitió agrupar los píxeles en unidades funcionales (TFE) que integran en un solo mapa los patrones de intercepción de radiación descriptos.

El concepto de TFE se vincula de forma estrecha con la idea de unidades funcionales de paisaje propuesta por Valentini et al. (1999). La definición de estas unidades o de los TFE puede basarse sobre distintas combinaciones de atributos funcionales de los ecosistemas. Los atributos a utilizar deberían integrar los aspectos básicos del funcionamiento ecosistémico y presentar baja correlación entre sí. Los atributos de la curva estacional del IVN enunciados más arriba satisfacen esas condiciones (McNaughton et al. 1989, Paruelo y Lauenroth 1998).

El estrés y/o las perturbaciones, tanto naturales como antrópicas, que experimenta una región afectan al funcionamiento de sus ecosistemas y, por tanto, modifican su composición de TFE. De esta manera, la transformación agrícola de pastizales templados húmedos genera TFE con menor productividad, mayor estacionalidad y picos de máxima productividad más tempranos o más tardíos. Cada TFE puede ser caracterizado en base a procesos ecosistémicos, reflejando por lo tanto el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Por ejemplo, el TFE cuya dinámica estacional se grafica en la Figura 1a es más productivo y menos estacional que el representado en la Figura 1b. Esto se verá reflejado en el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte, tales como la captación de C (debido a diferencias en productividad) y la regulación hídrica o climática (debido a diferencias en la variación estacional de la productividad y por ende de la evapotranspiración). Un punto crítico en el proceso de tornar operativo el concepto de SE es la definición explícita de estas "funciones de producción", es decir de la relación entre procesos ecosistémicos (la productividad primaria o la evapotranspiración) y servicios intermedios (regulación hídrica) y finales (control de inundaciones).

DEFINICIÓN DE SITUACIONES DE REFERENCIA PARA EVALUAR CAMBIOS EN LA TASA DE PROVISIÓN DE SERVICIOS

El impacto antrópico sobre los ecosistemas puede ser cuantificado a partir del registro de las diferencias en el funcionamiento ecosistémico entre áreas alteradas y áreas sin (o con mínima) alteración. Las áreas protegidas (la red de Parques Nacionales, provinciales y las reservas privadas) son candidatas ideales para funcionar como situaciones de referencia (Schonewald-Cox 1988). Varios estudios comparan el funcionamiento de áreas protegidas y su entorno (Stoms y Hargrove 2000, Cridland y Fitzgerald 2001, Garbulsky y Paruelo 2004, Paruelo et al. 2005, Alcaraz-Segura et al. 2009). Estos análisis proveen evidencias cuantitativas del impacto de los cambios en el uso y la cobertura del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. En los ecosistemas templados de Sudamérica, la comparación de áreas agrícolas con áreas poco modificadas muestra cómo la agricultura reduce las ganancias de C de sistemas muy productivos y las aumenta en los poco productivos (Paruelo et al. 2001). Esta comparación muestra a su vez un aumento fuerte de la estacionalidad en las ganancias de C debido al uso antrópico.

Si bien las situaciones de referencia deberían ubicarse en áreas donde el impacto humano sea mínimo, tales como las áreas protegidas, muchos tipos de ecosistemas, tanto singulares como comunes, no se encuentran representados en dichas áreas (Cabello et al. 2008). Blanco et al. (2008) buscan situaciones de referencia para evaluar el impacto del pastoreo sobre la vegetación de los Llanos de La Rioja sobre la base de la distancia a la aguada. En las estepas graminosas del oeste de la Patagonia, Paruelo (2005) define dichas situaciones de referencia a partir de las diferencias fisonómicas (proporción de pastos y arbustos y cobertura total) de los distintos estados

alternativos de la secuencia de deterioro de esos ambientes. La definición y la localización de áreas de referencia es un punto crítico en el seguimiento del nivel de provisión de SE tanto por los efectos de la transformación del territorio, como por los de cambios en el clima y la composición atmosférica. Las estrategias para llevar a cabo esta definición variarán con el tipo de ecosistema y el contexto geográfico.

SEGUIMIENTO DEL NIVEL DE PROVISIÓN DE SE A PARTIR DE LA DINÁMICA DE LOS TFE: ESQUEMA METODOLÓGICO

El vínculo entre los SE y el funcionamiento ecosistémico, junto a la posibilidad de registrar cambios en este último aspecto mediante percepción remota, abre la posibilidad de diseñar sistemas automatizados para monitorear la tasa de provisión de SE en extensiones grandes. De ningún modo estos sistemas pueden reemplazar la evaluación a campo o soslayar otros aspectos funcionales y estructurales de los ecosistemas. Sin embargo, sí constituyen una valiosa herramienta de diagnóstico y seguimiento, complementaria de la evaluación a campo.

Un sistema de seguimiento del nivel de provisión de SE (intermedios o de soporte) basado sobre el concepto de TFE debe partir de la identificación de las unidades político-ambientales (UPA) (Figura 2a). En las UPA se evaluará el SE con un grano que variará según el objetivo y las características particulares de la región. El máximo detalle del grano del análisis quedará definido por el sensor que provee los datos espectrales con una resolución temporal adecuada. Por ejemplo, MODIS provee datos con una resolución de 250 x 250 m. Estas UPA resultan de la intersección entre unidades que describen la heterogeneidad ecosistémica (e.g., unidades biogeográficas) y unidades político administrativas (e.g., departamentos o municipios). La definición del nivel o escala de las unidades ambientales y políticas debe tener en cuenta la escala a la cual se perciben los SE (ver párrafos anteriores). Para cada una de esas UPA deben identificarse “situaciones de referencia” (SR) que, al ser comparadas con el resto del territorio, representen áreas de mínima artificialización y que, al ser comparadas en el tiempo, constituyan la línea de base sobre la que se analicen las tendencias y los cambios temporales. Cada una de las SR debe tener asociada una porción de la UPA de acuerdo con algún criterio de representatividad. Por ejemplo, el uso de polígonos de Thiessen permite calcular la zona de influencia de cada SR (Figura 2b). A continuación, deben identificarse los tipos funcionales de ecosistemas presentes en el área de estudio en cada año. La evolución temporal de los TFE presentes será indicadora de cambios funcionales y, por tanto, de variaciones en el nivel de provisión de SE (ya sean por causas naturales o mediadas por el uso humano). Por último, el análisis comparado de la variación espacial y temporal de los TFE en las UPA y en las SR permitirá estimar qué cambios están asociados al uso antrópico y cuáles a la variabilidad propia del sistema.

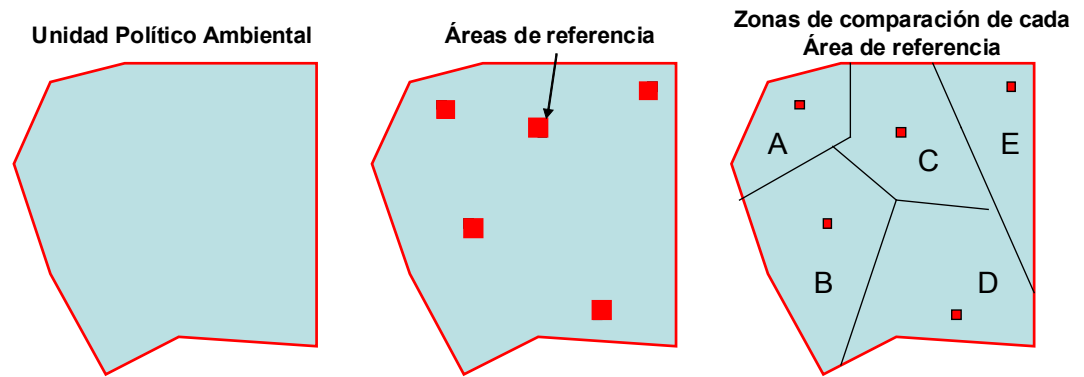
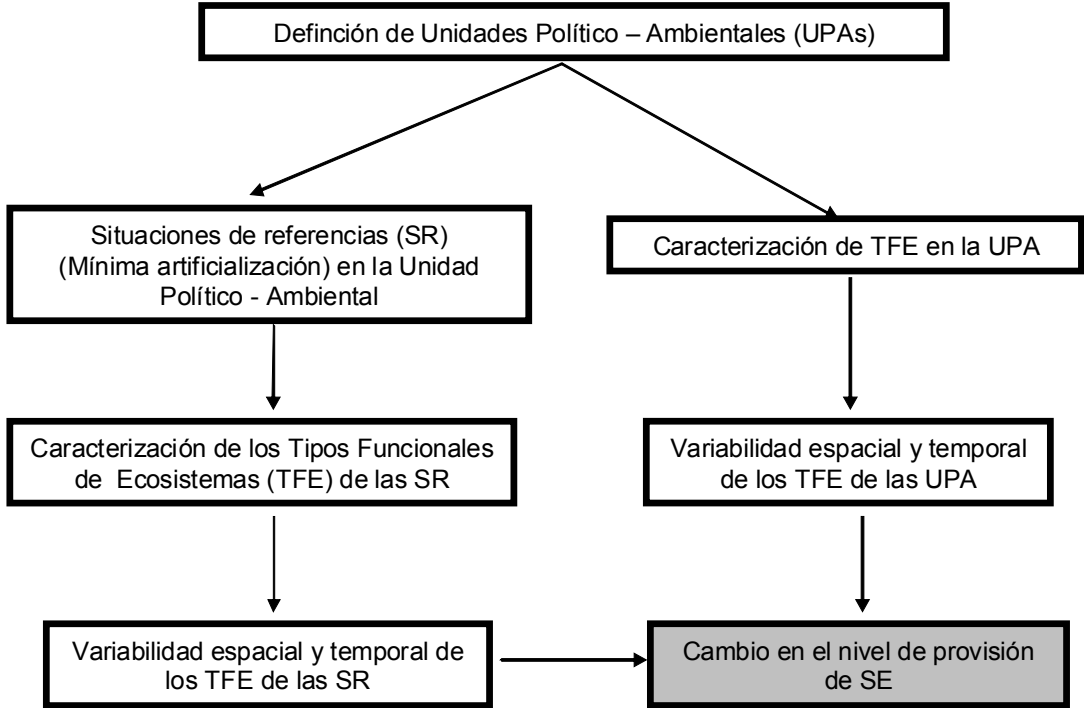


Figura 2. a) Esquema que describe los pasos para la evaluación del cambio en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en unidades político ambientales. b) Esquema de evaluación de porciones de una unidad político-ambiental a partir de la definición de áreas de referencia.

UN EJEMPLO PARA LAS PROVINCIAS DE SALTA Y JUJUY (ARGENTINA)

Las provincias del Salta y Jujuy están sufriendo un proceso acelerado de transformación del uso del suelo (Grau et al. 2005). La transformación involucra el reemplazo de bosques chaqueños

y de Yungas por cultivos anuales y/o por pasturas de gramíneas megatérmicas. Los cambios estructurales derivados de esta transformación pueden ser evaluados usando teledetección (ver www.inta.gov.ar/prorenea); sin embargo, los impactos que estas transformaciones tienen sobre el nivel de provisión de servicios no surgen de manera inmediata de estos estudios centrados en aspectos estructurales. En esta sección presentamos una evaluación de la evolución de la provisión de servicios ecosistémicos intermedios en el este de Salta y Jujuy a partir de la caracterización de TFE mediante imágenes de satélite. Estos análisis se realizan para una de las unidades ambientales de la zona: el bosque chaqueño. Para esas zonas se identificaron situaciones de referencia, es decir, áreas que han sufrido un menor impacto antrópico que el resto del territorio. En este ejemplo, y al sólo efecto de simplificar, se consideró a las provincias de Salta y Jujuy como la unidad político-administrativa. Queda así definida una UPA correspondiente a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy.

Definición de tipos funcionales de ecosistemas (TFE)

Para la identificación de tipos funcionales de ecosistemas se siguió la propuesta de clasificación con límites fijos desarrollada por Alcaraz-Segura et al. (2006) a partir de los tres atributos de la curva estacional de IVN promedio sugeridos por Paruelo et al. (2001): la integral anual, un estimador de la productividad primaria; el coeficiente de variación intraanual, un indicador de la estacionalidad; y el momento del máximo IVN, un descriptor de la fenología (Figura 1). La curva estacional de IVN para el año promedio se obtuvo a partir de la serie temporal 2000-2005 de imágenes de compuestos MODIS cada 16 días con 1 km de resolución espacial (producto MOD13A2 Colección 4). Es decir que en este análisis el grano del análisis fue de 100 ha, una superficie menor que el tamaño modal de las unidades de manejo del área. El rango de variación de cada atributo se dividió en cuatro intervalos. En el caso de IVN-I y CV, se usaron los percentiles 25, 50 y 75 de sus histogramas como límites entre clases. En el caso del momento del máximo, los cuatro intervalos se eligieron en correspondencia con las cuatro estaciones del año que ocurren en los ecosistemas templados. De este modo, se obtuvieron un total de 4 x 4 x 4 = 64 TFEs posibles. Los TFEs se designan a partir de un código de 2 letras y un número (Tabla 2). La primera letra, en mayúscula, indica el nivel de IVN-I, la clase A es la de mayor valor y la clase D la de menor valor. La segunda letra indica la estacionalidad siendo “a” el menos estacional y “d” el más variable a lo largo del año. El número designa la estación en donde ocurre el pico de productividad (Tabla 2)

Al tener límites fijos que no varían en función del tiempo, se pudieron evaluar los cambios en la extensión de cada TFE a lo largo de los años para relacionarlos con los cambios experimentados por los factores ambientales y los usos del territorio entre 2000 y 2005.

Tabla 2. Rangos de los atributos funcionales empleados en la identificación de tipos funcionales de ecosistemas. Integral anual de IVN (IVN-I), coeficiente de variación intraanual (CV) y momento del máximo anual (MMAX). El código en mayúsculas corresponde a la IVN-I, y varía entre la A y la D de bajo a alto IVN-I. Las minúsculas muestran el coeficiente de variación intraanual, y también varían entre la a y la d, de menor a mayor. Los números indican la estación del año donde ocurre el máximo de IVN.

	Código del TFE	Límite inferior	Límite superior
NDVI-I Integral anual	A	0.0136	0. 3581
	B	0.3581	0.5750
	C	0.5750	0.6942
	D	0.6942	0.9075
CV Coeficiente de variación intraanual	a	0.0080	0.0928
	b	0.0928	0.1588
	c	0.1588	0.2507
	d	0.2507	0.6988
MMAX Momento del máximo	1	Primavera (fechas 18 a 22)	
	2	Verano (fechas 23 a 5)	
	3	Otoño (fechas 6 a 11)	
	4	Invierno (fechas 12 a 17)	

Los TFEs de Salta y Jujuy y sus cambios en el tiempo

Siete TFEs ocupan más de 75% de la superficie correspondiente a los bosques chaqueños (Tabla 3, Figura 3). Los más abundantes fueron el Cc2 y el Cb2, es decir TFEs con una productividad relativamente alta, una estacionalidad media y con el pico de área foliar en verano. Estos TFEs fueron a su vez los más abundantes en las situaciones de referencia (Tabla 3). El tercer TFE en abundancia de toda la UPA, el Bd2 (menos productivo y más estacional que los anteriores), no tuvo una presencia cuantitativamente importante en las situaciones de referencia.

La extensión de los TFEs de una determinada extensión de terreno es variable en el tiempo como consecuencia de diversos factores que modifican el funcionamiento de un año a otro: la dinámica interna de ese ecosistema (la sucesión autogénica), la variabilidad climática, las perturbaciones (naturales y antrópicas) y el manejo. El análisis de la tendencia en el tiempo de los TFE y de la variabilidad temporal de las situaciones de referencia y sometidas a distinto manejo permite discriminar, de forma parcial, la influencia de estos factores. El análisis de la dinámica temporal de la abundancia de estos TFE muestra que los TFE Cc2 y el Cb2 presentan para el período 2000-2005 una tendencia negativa (pendiente de la relación entre la abundancia relativa y el tiempo) en toda el área (Tabla 3, Figura 3 y 4). Sin embargo no se observan cambios en las situaciones de referencia (Tabla 3, Figura 4). En las áreas que sufrieron desmontes (Volante et al. en preparación) la tendencia negativa en estos TFE es más marcada que cuando se considera toda la UPA. Esta caída ocurre a expensas del

aumento de otros TFE, fundamentalmente Bd2 y Bd3. Estas dos unidades tienen una tendencia a aumentar durante el período 2000-2005 mucho más marcada en las áreas desmontadas.

Tabla 3. Tipos funcionales de ecosistemas (TFE) presentes en dos unidades político-ambientales (UPA): el área chaqueña y de Yungas de las provincias de Salta y Jujuy. Para cada área se presenta la proporción del área ocupada (promedio 2000-2005) y la tendencia temporal [pendiente de la relación entre la proporción del área ocupada (ha) y el tiempo (años)]. Se consignan también los TFE, su proporción y la tendencia temporal en situaciones de referencia (SR) y las áreas desmontadas en el período 2000-2005. Ver Tabla 2 para código de los TFEs.

	Bosques Chaqueños		
Total UPA	TFE	Promedio	Tendencia
	Cc2	29.96	-1.36
	Cb2	11.24	-0.91
	Bd2	11.12	1.59
	Bc2	8.34	-0.13
	Cc3	7.64	-0.30
	Db2	5.52	-0.48
	Bc3	4.35	0.92
SR			
	Cc2	31.30	0.83
	Cb2	26.57	0.02
	Db2	16.64	1.15
Desmontes '00-'05			
	Cc2	25.31	-5.22
	Bd2	21.35	6.15
	Bd3	9.84	2.72
	Cb2	7.94	-1.61
	Cc3	5.92	-0.78
	Bc2	4.98	0.40

Los cambios en el tiempo en la abundancia de TFE observados implican una caída en la PPN y un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN): cambios en PPN de D y C a B, y en estacionalidad de b y c a d. La observación de la ubicación de los TFE menos productivos y más estacionales coincide con la distribución de las áreas desmontadas cartografiadas a partir de imágenes LANDSAT por Volante et al. (en preparación) (Figura 3). A su vez, la observación de la Figura 4 muestra la importancia de analizar la tendencia en plazos mayores a un año y respecto de una situación de referencia (espacial y/o temporal) dada la sensibilidad de los atributos funcionales que definen los TFE a variaciones interanuales de los factores ambientales (e.g., el clima).

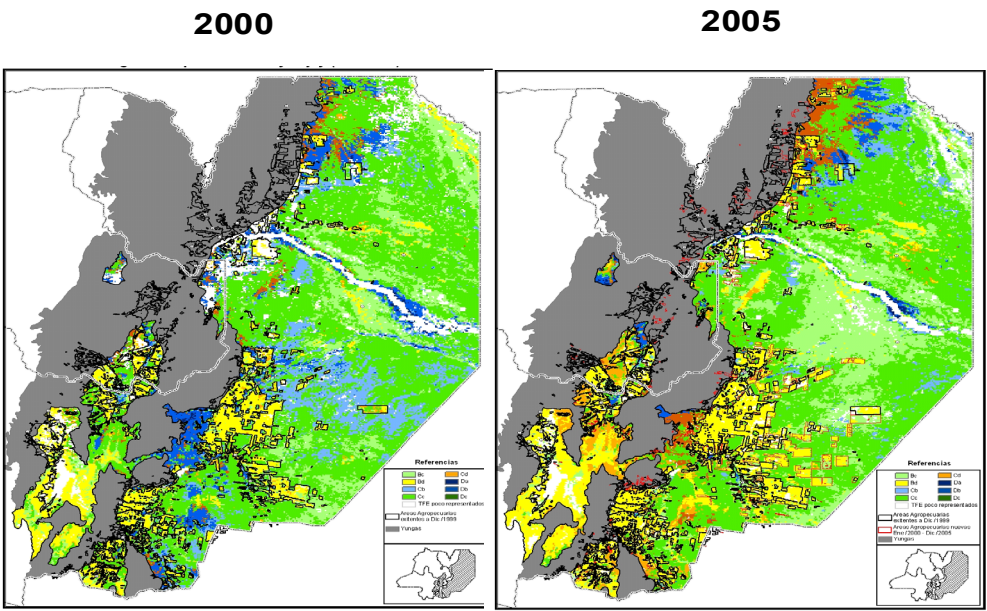


Figura 3. Tipos funcionales de ecosistemas que cubren 75% de la superficie de la unidad político-ambiental que corresponde a los bosques chaqueños de Salta y Jujuy en los años 2000 y 2005. El área en gris corresponde a la región de las Yungas. Los polígonos grises y rojos corresponden a áreas desmontadas antes de 2000 y entre 2000-2005, respectivamente. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Bosques Chaqueños

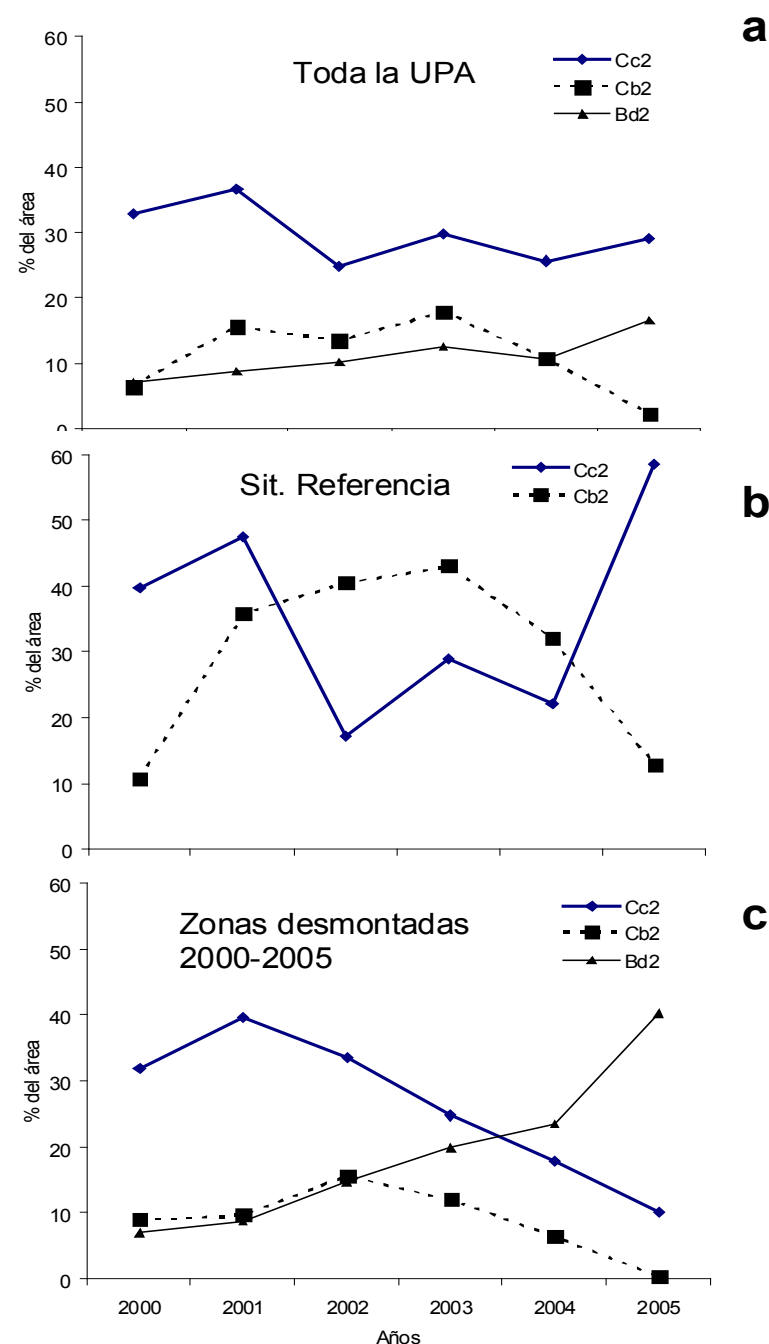


Figura 4. Cambios en la proporción ocupada por tres TFE en la totalidad de la unidad político-ambiental a) en las áreas de referencia, b) en las áreas desmontadas entre 2000-2005, y c) durante el período 2000-2005.

ALGUNAS CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

¿Qué implican estos cambios en términos de provisión de SE? Las transiciones observadas muestran que la PPN y la estacionalidad, dos descriptores del nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte (Fisher et al. 2009), no se modificaron de manera sustancial en el conjunto de las UPAs o en las áreas de referencia. En cambio se redujeron sensiblemente en áreas desmontadas. Gracias a este análisis, las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños puede entonces describirse en términos de transiciones entre TFE que representan caídas en la PPN y aumentos en la estacionalidad. La consecuencia de estos cambios sobre los servicios finales de provisión o regulación dependerá de otros factores tales como las características de la cuenca o los factores de manejo. Sin embargo, la descripción de los cambios en los atributos que definen los TFE provee una base cuantitativa insoslayable en su evaluación.

Aun dentro de las situaciones de referencia, un ecosistema determinado puede cambiar de TFE en el tiempo. La dinámica temporal de los TFEs es una fortaleza del concepto ya que permite seguir cambios en los ecosistemas usando un descriptor con un corto tiempo de respuesta. El seguimiento de los cambios en TFE permite caracterizar y monitorear de manera sintética, espacialmente explícita y con un mismo protocolo de observación, el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (Fisher et al. 2009). Esta información puede ser integrada con otros datos (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) o modelos conceptuales para calcular servicios directos (e.g., provisión de agua, regulación de inundaciones, etc.) y los beneficios y perjuicios para distintos grupos de actores e involucrados.

Nuestro análisis puso el énfasis en servicios intermedios; sin embargo, se necesitan dos pasos más para obtener estimaciones de bienes y servicios que, de manera directa, generen beneficios a los seres humanos. Primero es necesario calcular los servicios ecosistémicos finales (e.g., la regulación hídrica, la producción de forraje o la protección del suelo). Para derivar "funciones de producción" de los servicios finales es necesario disponer de datos adicionales (e.g., modelos digitales de elevación del terreno, suelos, infraestructura, uso del suelo, variables sociales, etc.) y de modelos conceptuales como los presentados por Viglizzo et al. (Capítulo 1 en este libro). Para estimar los beneficios es necesario, además, una caracterización detallada de los actores y de los beneficiarios. No obstante, los servicios ecosistémicos intermedios, y en particular aquellos relacionados con la dinámica del C, son un buen subrogado de esos beneficios. Por ejemplo, Costanza et al. (1998) mostraron que a escala global el valor económico de los servicios provistos por distintos biomas mostraba una relación lineal y positiva con su productividad primaria, uno de los servicios ecosistémicos intermedios que determina el TFE de un área en particular.

BIBLIOGRAFÍA

Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2006 Current distribution of Ecosystem Functional Types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15:200-210.

Alcaraz-Segura, D., J.M. Paruelo y J. Cabello. 2009. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202:13-29.

Baeza, S., J.M. Paruelo y A. Altesor. 2006. Caracterización funcional de la vegetación del Uruguay mediante el uso de sensores remotos. *Interciencia* 31:382-387.

Blanco, L.J., M.O. Aguilera, J.M. Paruelo y F.N. Biurrun. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments* 72:764-776.

Cabello, J., D. Alcaraz-Segura, A. Altesor, M. Delibes y E. Liras. 2008. Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Ecosistemas* 17(3):53-63.

Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21:309-315.

Carpenter, S.R., M.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A.K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboahi, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Reid, J. Sarukhanm, R.J. Scholes y A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:1305-1312.

Costanza, R., B.G. Norton y B.D. Haskell. 1992. Ecosystem health: New goals for environmental management. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton y M. Van den Belt. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics* 25:67-72.

Cridland, S.W. y N.J. Fitzgerald. 2001. Apparent stability in the rangelands using NDVI-derived indicators. *Geoscience and Remote Sensing Symposium* 6:2640-2641.

Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis y T.M. Robson. 2008. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments *Proceedings of the National Academy of Science* 104:20684-20689.

Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.

Garbulsky, M.G. y J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas. An approach to derive baseline vegetation functioning. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.

García, D. 2008. El concepto de escala y su importancia en el análisis espacial. Pp: 663-675 en: Maestre, F., A. Escudero y A. Bonet (eds.). *Análisis espacial en Ecología, métodos y aplicaciones*. Servicio de Publicaciones Universidad Rey Juan Carlos. ISBN:978-84-9849-308-5.

Grau, H., N. Gasparri y T.M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.

Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management. *Conservation Biology* 8:27-28.

Kerr, J.T. y M. Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology and Evolution* 18:299-305.

López-Hoffman, L., R.G. Varady, K.W. Flessa y P. Balvanera. 2010. Ecosystem services across borders: A framework for transboundary conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:84-91.

Ludwig, J.A., D.J. Tongway, G.N. Bastin y C.D. James. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology* 29:108-120.

McNaughton, S.J., M. Oesterheld, D.A. Frank y K.J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2004. Ecosystems and human well-being: our human planet. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

O'Neill, R.V., D.L. DeAngelis, J.B. Waide y T.F.H. Allen. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. *Monographs in population Biology* 23. Princeton University Press, Princeton. Pp. 253.

Paruelo, J.M. y W.K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and their relationship to climate for North American shrublands and graslands. *Journal of Biogeography* 25:721-733.

Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 1998. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 8:145-153.

Paruelo, J.M., E.G. Jobbagy y O.E. Sala. 2001 Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.

Paruelo, J.M. 2005. ¿Cuanto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. En "La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas". Pp. 303-318 en: Oesterheld, M., M.R. Aguiar, C. Ghersa y J.M. Paruelo (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires. Argentina.

Paruelo, J.M., G. Piñeiro, C. Oyonarte, D. Alcaraz-Segura, J. Cabello y P. Escribano. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8:93-102.

- Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17:3.
- Paruelo, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? (Capítulo 5 en este libro).
- Peterson, G., C.R. Allen y C.S. Holling. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Pettorelli, N., J.O. Vik, A. Mysterud, J.M. Gaillard, C.J. Tucker y N.C. Stenseth. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20:503-510.
- Rapport, D., R. Costanza, P.R. Epstein, C. Gaudet y R. Levins. 1998a. *Ecosystem health*. Blackwell Scientific, Malden, MA. EE.UU. Pp. 373.
- Rapport, D.J., R. Costanza y A.J. McMichael. 1998b. Assessing ecosystem health. *TREE* 13:397-402.
- Rodríguez, J.P., et al. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11:28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso: 11/11/2010).
- Schonewald-Cox, C. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38:480-486.
- Stoms, D.M. y W.W. Hargrove. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21:401- 407.
- Soriano, A. y J.M. Paruelo. 1992. Biozones: Vegetation units of functional character identifiable with the aid of satellite images. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2:82-89.
- Valentini, R., D.D. Baldocchi y J.D. Tenhunen. 1999. Ecological controls on land's surface atmospheric interactions. In: *Integrating Hydrology, Ecosystem Dynamics, and Biogeochemistry in Complex Landscapes*. Pp. 117-146 en: Tenhunen, J.D. y P. Kabat (eds.). Chichester, John Wiley and Sons.
- Viglizzo, E.F., L.V. Carreño, J. Volante y M.J. Mosciaro. Valoración de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? (Capítulo 1 de este libro).
- Virginia, R.A. y D.H. Wall. 2001. Ecosystem function. Pp. 345-352 en: Levin, S.A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, EE.UU.
- Zorn, P., W. Stephenson y P. Grigoriev. 2001. An ecosystem management program and assessment process for Ontario national parks. *Conservation Biology* 15:353-362.

Capítulo 7

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS Y SU RELACIÓN CON EL USO DE LA TIERRA EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA

Esteban G. Jobbágy

Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis
y CONICET. Av. Ejército de los Andes 950, (5700) San Luis, Argentina. Email:
jobbagy@unsl.edu.ar.

Resumen. Sobre la base de antecedentes locales y de otras regiones del mundo se discuten la relación entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (provisión de agua y regulación hidrológica) y los cambios en el uso de la tierra que en la actualidad experimenta la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. La intensificación agrícola en la Región Pampeana podría vincularse a una mayor vulnerabilidad a la inundación. Sólo en los sectores más intensificados se presentan indicios de deterioro de la calidad química de los acuíferos. Respecto a los bosques del Chaco y Espinal, existen evidencias de ecosistemas similares en Australia, África y Norteamérica que sugieren que su reemplazo masivo por cultivos de secano causa ascensos de nivel freático y transporte de sales a la superficie; esto provoca un deterioro de los recursos hídricos y de los suelos. En nuestro país, estos procesos han sido poco explorados. Otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos pueden emerger tras el avance del riego complementario con agua subterránea en sectores semiáridos y ante el drenaje y la forestación de humedales en el Delta del Paraná. La conectividad elevada que aporta el ciclo del agua obliga a articular intereses percibidos en distintas escalas y por distintos actores, y demuestra la vinculación entre la producción agropecuaria y los servicios de los ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Como cualquier otro componente vivo del Sistema Tierra, la población humana depende de una red compleja de funciones de los ecosistemas (Lovelock 2007). Estas funciones pueden traducirse, no sin simplificaciones arriesgadas, en una lista de bienes y servicios que entregan los ecosistemas; esto hace que la vida humana sea posible y agradable (Daily et al. 1997). Aire y agua de buena calidad, alimento, ámbitos de vida seguros y confortables, materiales para vestimenta, vivienda y utensilios varios, fuentes de energía, son sólo algunos de los bienes y servicios que los ecosistemas proveen y que poseen un valor incuestionable para los humanos. Esta lista crece a medida que indagamos de manera más profunda las necesidades de nuestras sociedades y muta según el contexto histórico y cultural en el que lo hacemos (Daily et al. 1997).

La demanda creciente de bienes y servicios por parte de una población humana que aumenta en número y en deseos y capacidad de consumo pone de manifiesto los límites del Sistema Tierra (Lovelock 2007, Imhoff et al. 2004). El hecho de que la tasa de generación de bienes y servicios de los ecosistemas sea finita es una obviedad termodinámica ignorada con frecuencia a través de la historia y sólo percibida cuando se agotan las posibilidades de incrementar la producción de bienes o cuando se evidencian compromisos entre esta producción y la generación de servicios indispensables o muy valorados. ¿Es posible alcanzar la máxima generación de productos vegetales y animales comercializables por hectárea y a la vez maximizar la generación de agua y aire de calidad? La creciente transformación de los sistemas de producción naturales en artificiales ¿puede ser compatible con el mantenimiento de la diversidad biológica? ¿Cómo se vinculan los beneficios y las pérdidas bajo distintos esquemas de uso de los ecosistemas? ¿En qué medida se pueden identificar las relaciones óptimas? Responder a este tipo de preguntas exige combinar perspectivas de los ecosistemas tradicionalmente desconectadas. Estas perspectivas incluyen las de tipo agronómicas, enfocadas en la producción de bienes primarios, las de tipo ambiental, concentradas en la producción de algunos servicios (e.g., secuestro de carbono, generación de agua potable), las de la conservación, preocupadas por la preservación de lo “natural”, y las sociales, interesadas en cómo los humanos perciben, valoran, y tratan a los ecosistemas. En este artículo se discuten los posibles compromisos y sinergias que existen entre la generación de servicios hídricos de los ecosistemas (i.e., provisión de agua y regulación hidrológica) y la producción agrícola en la llanura chaco-pampeana de Argentina. El enfoque se concentra en contrastar perspectivas agronómicas y ambientales, y deja en un segundo plano los aspectos sociales asociados y el problema de la conservación de los ecosistemas naturales “per se”.

LA VEGETACIÓN COMO FACTOR HIDROLÓGICO

El reconocimiento del papel de los ecosistemas como reguladores del ciclo hidrológico ha crecido en las últimas tres décadas (Eagleson 2002). La biota en general, y en particular la estructura y la dinámica de la vegetación, influyen sobre procesos y atributos hidrológicos que antes se consideraban controlados sólo por variables abióticas; entre estas variables, al clima y a la topografía/litología se los consideraba reguladores principales (ver Dingman 1997). Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, incluyendo reemplazos del tipo de vegetación y/o cambios en la frecuencia y la intensidad de intervenciones drásticas [e.g., cosecha de biomasa, el pastoreo, o el fuego (disturbios)], implican una nueva impronta de la

biota sobre la dinámica hidrológica; esto puede alterar la prestación de sus servicios hídricos a la sociedad. Desde la perspectiva humana, los servicios hídricos involucran no sólo la provisión de agua para distintos usos (e.g., consumo humano, industria, riego, esparcimiento) sino también la regulación de los flujos de agua como fuerzas destructoras y/o contaminantes [e.g., crecientes, inundaciones, salinización, contaminación de reservas de agua (Postel y Carpenter 1997, MA 2005)]. Al menos estas dos facetas “utilitarias” del ciclo hidrológico deben ser consideradas al explorar compromisos o sinergias con distintos usos posibles de la tierra.

Una influencia principal de los ecosistemas sobre la circulación de agua es la partición de las precipitaciones en “flujos evaporativos”, que retornan a la atmósfera, y “flujos líquidos”, que alimentan cuerpos superficiales y subterráneos de agua y que, eventualmente, alcanzan el océano (Jackson et al. 2001, Bradshaw et al. 2007). En esta partición juegan un papel importante atributos de la vegetación tales como su despliegue estacional de follaje (área foliar), su estructura aérea (i.e., distribución vertical de las hojas y rugosidad del canopeo) y subterránea (i.e., distribución vertical de raíces, profundidad máxima). Estos atributos definen la capacidad de acceder al agua del suelo y entregarla a la atmósfera a través de la transpiración (Calder 1998, Jackson et al. 2000). Otro aspecto importante del efecto de la biota sobre el ciclo del agua es el direccionamiento de los excesos hídricos hacia vías subterráneas (drenaje profundo) vs. vías superficiales (escurrimiento), con un efecto fuerte sobre la temporalidad de los caudales de los ríos y las pérdidas de nutrientes y sedimentos (Allan 2004). En este caso juegan un papel muy relevante los atributos del ecosistema capaces de influir sobre las tasas de infiltración de los suelos, particularmente sensibles a intervenciones como la labranza, el sobrepastoreo, el fuego, el tránsito de maquinarias, o la pavimentación, entre otros (Allan 2004).

A los efectos que el uso de los ecosistemas tiene sobre la partición de las precipitaciones en vapor vs. líquido y del líquido en aportes superficiales vs. subterráneos a la red hidrológica deben sumarse los posibles efectos sobre la precipitación misma. En este sentido, la ocurrencia e intensidad de precipitación convectiva puede ser afectada por la vegetación a través de su control del intercambio de humedad y energía con la atmósfera (Pielke y Avissar 1990). En este caso, el ámbito de influencia de las transformaciones de la cubierta de la tierra puede ser local, regional o continental. En la actualidad se especula que la evapotranspiración de la selva amazónica suministra humedad a la corriente de chorro de capas bajas de la atmósfera del Chaco (i.e., “low level jet”) (Vera et al. 2006), lo cual favorece la formación de tormentas estivales en el oeste de la llanura chaqueña (Vera et al. 2006). En este caso, los servicios hídricos de un gran bioma alcanzarían a otro vecino a miles de kilómetros. También existen efectos más locales como los que podrían tener lugar a través de la generación de focos de mayor temperatura superficial que faciliten el ascenso convectivo y la formación temprana de tormentas en áreas desmontadas (más calientes) dentro de una matriz boscosa (más fría) (Pielke y Avissar 1990, Jackson et al. 2005). Si bien estos efectos son muy poco conocidos en nuestro territorio, podrían tener una influencia muy fuerte sobre la provisión de agua y la regulación hidrológica en distintas escalas.

Por último, además de regular la magnitud y la estacionalidad del intercambio de agua entre la superficie terrestre, la atmósfera, y el sistema hidrológico, la vegetación influye sobre la calidad del agua al afectar también los flujos de materiales suspendidos o disueltos que la acompañan, incluyendo la carga total de sales, la presencia de contaminantes naturales y artificiales, la concentración de nutrientes y la abundancia de sedimentos. De este modo, los ecosistemas contribuyen a determinar la cantidad y la calidad del agua que circula en un determinado territorio y su variación en el tiempo.

SERVICIOS HÍDRICOS DE LOS ECOSISTEMAS

Mientras que algunos servicios ecosistémicos, tales como la oferta de leña o la protección del suelo, se generan y se apropian en la escala de lote o unidad productiva, otros, como la regulación de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, pueden generarse en territorios muy distantes pero se apropian a nivel global. Los servicios hídricos se ubican entre estos dos extremos, ya que las acciones sobre los ecosistemas de una parcela contribuyen a generar cambios en la cantidad y la calidad del agua de toda la cuenca a la cual pertenecen. Así, las acciones de los agricultores de zonas altas de una cuenca pueden afectar el riesgo de inundación de sus pares en zonas bajas o también comprometer la disponibilidad de agua potable en centros urbanos. Sin llegar al grado de conexión continental o global que pueden generar los ecosistemas sobre la atmósfera, la influencia sobre la red hidrológica plantea la conexión entre la producción de bienes y servicios de los ecosistemas en escalas concordantes con unidades administrativas como municipios y provincias, en las que las sociedades suelen tener instituciones y organizaciones activas capaces de articular intereses y necesidades encontradas. En estas escalas, los servicios hídricos pueden generar, además, un puente entre los actores rurales y urbanos sobre el cual construir una visión y ordenamiento más claro y justo del territorio.

Otra dimensión relevante a la hora de determinar como se articula la producción primaria de los ecosistemas con su prestación de servicios hídricos a la sociedad, es la de su incumbencia pública y privada. Mientras que la gestión de la producción primaria y la obtención de sus beneficios suele recaer en el sector privado, las iniciativas de provisión de agua o de regulación hidrológica son típicamente motorizadas por el sector público y benefician en forma directa a la mayoría de los habitantes de un territorio. Esta asimetría sectorial obliga a articular en forma ingeniosa, consensuada y políticamente madura los servicios hídricos y la producción. Se destaca, entonces, la ventaja que representa para el conjunto de la sociedad el estar muy bien informada acerca de cuáles son los costos y los beneficios que están en juego y quiénes los perciben. Un ejemplo valioso de la conexión entre ámbitos (rurales y urbanos) y sectores (privado y públicos) y entre producción y servicios hídricos lo brindaron la ciudad de Nueva York y su entorno rural en las montañas Catskill durante la década del '90. Las agencias estatales y mixtas de esa urbe llevaron adelante una negociación con los propietarios de las tierras de una parte importante de la cuenca que la abasteció históricamente de agua potable. En los años ochenta, el uso y manejo de las tierras altas de la cuenca comprometían de manera muy seria la calidad de este recurso. En un acuerdo sin precedentes la ciudad adquirió tierras y derechos en la cuenca (por un valor mucho menor al de la opción alternativa de construir una planta de tratamiento más poderosa), garantizó la provisión de agua de buena calidad y se favoreció con la prestación de otros servicios ambientales (e.g., la disponibilidad de ámbitos de esparcimiento) (Chichilnisky y Heal 1998). En este caso el servicio de provisión de agua se tradujo en un precio asignado a las tierras y la transacción integró ámbitos y sectores con intereses distintos sobre un mismo territorio. Alcanzar una valoración de mercado para todos los servicios hídricos de los ecosistemas puede no ser factible o deseable (Paruelo, Capítulo 5 de este libro). En comparación con la provisión de agua, la regulación hidrológica es un servicio mucho más difícil de valorar en términos económicos.

PARTICULARIDADES HÍDRICAS DE LOS PAISAJES DE LLANURA

Las planicies sedimentarias de baja pendiente regional suelen presentar características hidrológicas y respuestas a los cambios de vegetación muy particulares, que se diferencian de aquellas observadas en paisajes más ondulados con cuencas bien definidas (Jobbágy et al. 2008). La pendiente regional escasa en estos territorios limita la evacuación de los excesos hídricos y de las sales tanto de origen atmosférico como litológico (Toth 1999), lo cual favorece la inundación por anegamiento y la salinización de aguas y tierras. Por otra parte, la presencia de niveles freáticos muy cercanos a la superficie en estas situaciones favorece el acople entre ecosistemas y agua subterránea; esto permite el consumo de agua freática por la vegetación no sólo en corredores ribereños, áreas bajas y/o humedales, sino en la mayor parte del paisaje. El intercambio recíproco de agua y solutos que puede darse entre la vegetación y el sistema hidrológico subterráneo en una gran fracción del paisaje es entonces una particularidad más de las llanuras que debe considerarse a la hora de explorar cómo los cambios en el uso de la tierra pueden comprometer la regulación hidrológica, el rendimiento hídrico y la calidad del agua (Heupermann 1999, Jobbágy y Jackson 2007, Portela et al. 2009).

La vulnerabilidad hidrológica de las llanuras ante cambios en el uso de la tierra es aun mayor bajo climas semiáridos a subhúmedos, en los cuales los rendimientos hídricos son bajos y la acumulación de sales alta (Jobbágy et al. 2008). En estas condiciones la evapotranspiración es el principal componente de pérdidas del balance de agua. Su complemento, el rendimiento hídrico, es una fracción pequeña que puede variar en un orden de magnitud, o más, ante cambios sutiles en la evapotranspiración, lo cual afecta de manera importante la cantidad de agua líquida que circula por el paisaje (Wilcox et al. 2003). Por otra parte, la acumulación elevada de sales que existe en las llanuras semiáridas a subhúmedas plantea el riesgo de la redistribución vertical y horizontal de las mismas, pues ello puede afectar en pocos años o décadas la calidad de los suelos y de las aguas (Sapanov 2000, Schofield et al. 2001, Jobbágy y Jackson 2004, Noretto et al. 2007). La llanura chaco-pampeana de Argentina representa una de las áreas sedimentarias de clima subhúmedo a semiárido más planas del planeta, con una porción muy grande del territorio con pendientes menores a 0.1% (Jobbágy et al. 2008). Esta llanura es más plana aun que la mayor parte de las Grandes Planicies del medio-oeste de Estados Unidos, o las llanuras de Europa Occidental.

Las transformaciones de la vegetación y los cambios en el uso de la tierra que experimenta la llanura chaco-pampeana pueden jugar un papel importante sobre los servicios hídricos que prestan sus ecosistemas. En este sentido es conveniente distinguir aquellos cambios de amplia distribución geográfica (e.g., la deforestación y establecimiento de cultivos agrícolas en bosques secos del Chaco y Espinal, o el reemplazo de la rotación con pasturas perennes por agricultura continua en la Región Pampeana) de aquellos de distribución restringida y enfocada pero de alto impacto hidrológico local (e.g., el establecimiento de macizos forestales en tierras de pastizal, la aplicación de riego complementario, o la instalación de núcleos de concentración animal) (Tabla 1). En las siguientes secciones se revisan estos distintos casos y sus efectos hidrológicos conocidos o esperables sobre la base de evidencia local, cuando existe, o de otras regiones del mundo con características similares.

Tabla 1. Síntesis de los procesos de cambio en el uso de la tierra y sus posibles impactos sobre los servicios hídricos de los ecosistemas en la llanura chaco-pampeana. Se indican los cambios de uso más importantes, las regiones donde son más relevantes y los mecanismos ecológicos que los vinculan a la prestación de servicios hídricos. Se presentan los servicios hídricos más importantes para la sociedad y los efectos esperados y/u observados.

Proceso territorial	Región	Mecanismos	Servicios			
			Provisión / cantidad	Provisión / calidad	Regulación	Otros relacionados
Intensificación agrícola, eliminación de rotación con pasturas	Región Pampeana	Recarga más estacional, menor control de anegamiento por evapotranspiración		Contaminación local, regional si alcanza acuíferos (e.g., Puelche), carga de sedimentos y agroquímicos a cursos de agua	Inundación por anegamiento (lento)	
Establecimiento de focos forestales en pastizales	Tierras no agrícolas pampeanas	Aumento de la evapotranspiración, descarga freática localmente intensa	Disminución de recarga y de rendimiento en cursos de agua	Salinización local	Si la expansión es masiva, descenso de niveles freáticos, menor frecuencia de anegamiento	Si la expansión es masiva, pérdida de humedales
Reemplazo de bosques y arbustales por pasturas y agricultura	Chaco/ Espinal	Inicio de recarga subterránea, movilización de sales hacia napas	Efecto leve, cuenta naturalmente con muy escasos recursos	Salinización local (si bien muchas aguas son inicialmente saladas), aumento de carga agroquímicos y sedimentos en cursos agua	Inundación + salinización por anegamiento (lento) - inundación por escurrimiento (rápido)	
Riego complementario con agua subterránea	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Aumento de descarga regional de acuíferos, aumento de recarga freática local	Pérdida de reservas subterráneas	Salinización local (raro)		Pérdida de humedales u otros sistemas naturales de descarga aguas abajo
Reigo complementario con agua superficial	Chaco/ Espinal	Consumo de agua fluvial, aumento de recarga freática local	Menor disponibilidad para otros usos	Anegamiento y salinización local		
Drenaje y endicado de humedales	Delta del Paraná	Menor interacción río-humedal, oxidación de tierras	Puede aumentar por menor evapotranspiración	Pérdida de poder “descontaminante” del humedal - oxidación libera nutrientes hacia el río	Menor amortiguación de crecientes	Pérdida de stock de carbono por oxidación de suelos
Intensificación ganadera, focos de concentración animal y suplementación	Región Pampeana oeste, Chaco/ Espinal	Focos puntuales de alto aporte de nitrógeno y fósforo a aguas	Competencia con consumidores locales de agua	Contaminación (N, P, otros)		

INTENSIFICACIÓN DE LA AGRICULTURA PAMPEANA

La Región Pampeana ha estado sujeta a notables sequías e inundaciones cuyo impacto económico y social se vislumbra en diversos documentos generados durante los últimos tres siglos (Moncaut 2001). En un contexto de niveles freáticos cercanos a la superficie y de cuerpos de agua intermitentes que pueden llegar a cubrir una gran fracción del paisaje o desaparecer por años, resulta importante preguntarse qué papel juegan los ecosistemas y el diseño de su aprovechamiento sobre la regulación hidrología. Como suele observarse en otras regiones de pastizales subhúmedos de llanura, tales como los que ocupan Siberia Occidental, la gran llanura húngara, o las grandes planicies canadienses, en la Región Pampeana los niveles freáticos son cercanos a la superficie (Fuschini Mejía 1994). Esta condición favorece la inundación por anegamiento cuando se acumulan excesos hídricos y trae aparejados grandes trastornos no sólo para la producción primaria sino también para la infraestructura y la actividad económica en general (Degioanni et al. 2002, Aradas et al. 2002). ¿En qué medida la intensidad y la frecuencia de las inundaciones pampeanas son controladas únicamente por las fluctuaciones climáticas, o también por el tipo de cobertura y uso del territorio? Tradicionalmente se ha identificado al clima, más específicamente a los períodos plurianuales de precipitaciones elevadas, como el principal responsable de las inundaciones por anegamiento en la Región Pampeana. Esta visión “abiótica” del problema ha sustentado la formulación de soluciones hidráulicas a las inundaciones que buscan evacuar los excesos hídricos, en contraste con acciones de ordenamiento territorial que busquen prevenir la generación de tales excesos hídricos y la presencia sostenida de niveles freáticos superficiales. Los excesos hídricos responden no sólo a los flujos de ingresos de agua por precipitación sino también a los egresos, cuya vía principal en la llanura es la evapotranspiración (Bradshaw et al. 2007, Ward et al. 2007). Este hecho señala que el uso de la tierra afecta el régimen de inundaciones por sus efectos sobre este último flujo.

El avance agrícola en la Región Pampeana puede tener efectos múltiples sobre la evapotranspiración. Si bien no está claro en qué medida este reemplazo puede haber contribuido a exacerbar los dos fuertes ciclos de inundaciones severas que afectaron a la Pampa Interior (picos de 1987 y 2001) en los últimos veinticinco años (Viglizzo et al. 1997, 2009), se puede especular que existe una tendencia a generar mayores excesos hídricos en la trayectoria histórica que va desde pastizales naturales (dominantes hasta principios del siglo XX) a rotaciones de pasturas y cultivos anuales (típicas hasta a la década del ’80) a cultivos anuales continuos (preponderantes en la actualidad) (Paruelo et al. 2005). A pesar de que las tasas máximas de evapotranspiración de los cultivos anuales pueden superar a las de pasturas cultivadas y éstas a las de las especies del pastizal natural, es importante destacar que en el mismo orden aumenta la frecuencia temporal y espacial de períodos de inactividad de la vegetación (barbechos planificados, siembras fallidas o evitadas por anegamiento o sequía). El balance de agua (precipitación-evapotranspiración) anual y plurianual puede, entonces, volverse más positivo en el sentido pastizal-rotación agroganadera-agricultura continua, y así estimular los excesos y el anegamiento (Viglizzo et al. 2009) (Tabla 1). Muchas de las estrategias que disminuyen el riesgo de sequía en agricultura (e.g., el caso de la acumulación de rastrojos y siembra directa) apuntan a la conservación del agua y pueden favorecer la generación de excesos hídricos. Otras como el establecimiento de cultivos de cobertura o el doble cultivo trigo-soja, que apuntan a maximizar la productividad y el uso de agua, pueden disminuir los excesos hídricos.

El análisis de estos efectos requiere contemplar las probables retroalimentaciones entre el nivel freático y la evapotranspiración de los ecosistemas (Ridolfi et al. 2006, Degioanni et al. 2006), incluyendo en ellas el comportamiento de los humanos que los manejan. En el caso de la Pampa Interior, la ocurrencia de períodos muy lluviosos bajo los escenarios contrapuestos de cultivos anuales vs. pasturas perennes podrían generar distintos tipos de retroalimentaciones. En ambos casos las napas tenderían a elevarse causando anegamientos; sin embargo, las respuestas de la evapotranspiración a este cambio podrían diferir (Jobbágy et al. 2008) (Tabla 1). En el caso de los cultivos, el anegamiento impide la siembra y limita la transpiración de los cultivos ya establecidos al dañarlos. Ello genera una retroalimentación positiva sobre la inundación, al cerrarse parcialmente la vía transpirativa de evacuación de agua. Bajo pasturas perennes, la transpiración podría limitarse parcialmente por anegamiento, pero la cobertura vegetal perenne se mantiene y, si el anegamiento es prolongado, los procesos sucesionales (reemplazo espontáneo de especies) pueden conservar las tasas de transpiración.

Estos mecanismos hipotéticos todavía no han sido evaluados en la región y, en general, han sido poco explorados a nivel global. Un ejercicio de simulación simple basado sobre un modelo numérico que permite acoplar el acuífero freático al (agro)ecosistema (Jobbágy et al. 2009) sugiere que las rotaciones agrícolas, en contraste con pasturas de alfalfa, tendrían dos dominios de atracción en cuanto a sus niveles freáticos (modo anegado y modo no anegado), manifiestos en una distribución bimodal y mas superficial de niveles. La situación bajo alfalfa mantendría niveles más profundos fundamentalmente por su mayor profundidad de raíces y en raras ocasiones alcanzaría el estado de anegamiento. Nuestras herramientas poseen escaso poder para cuantificar la vulnerabilidad a la inundación bajo distintos escenarios de uso de la tierra, pero las evidencias disponibles asignan a la vegetación un papel significativo en la regulación hidrológica de la Región Pampeana.

La dinámica de las sales en la llanura puede verse muy afectada por los ciclos de anegamiento. En los períodos secos que sigan al de inundación, las sales pueden acumularse por descarga evaporativa de agua freática y así deteriorar de manera temporal la productividad de las tierras. Nuevos períodos húmedos que hereden niveles freáticos profundos tras la sequía podrían favorecer el lavado temporal de las sales y así restablecer la productividad de la tierra. La intensidad y el ritmo de este tipo de ciclos, así como los usos de la tierra, serían determinantes de esta dinámica poco explorada en la Pampa (ver Noretto et al. 2007 para ejemplos en Hungría). De la discusión anterior emerge el tema de la salinización de los suelos. Los posibles efectos del uso agrícola sobre la dinámica hidrogeológica de sales y la salinización de aguas subterráneas de gran valor para consumo humano (e.g., acuífero Puelche) aún no han sido muy explorados.

En los sistemas agrícolas intensificados del hemisferio norte la exportación de agroquímicos (i.e., fertilizantes y pesticidas) a la red hidrológica es una consecuencia común de obvio impacto sobre la generación de agua potable. En la llanura pampeana el uso de fertilizantes es aún relativamente bajo en comparación con aquellos sistemas, pero va en rápido aumento (Viglizzo et al. 2001). Si bien se ha documentado la migración de nitrógeno soluble en suelos bajo distintos usos de la tierra en la región (Abril et al. 2007, Rimsky-Korsakov et al. 2004), no existen (hasta donde el autor pudo indagar) estudios que cuantifiquen el transporte de nitrógeno derivado de fertilizantes a acuíferos y cuerpos superficiales de agua (Tabla 1). Sin embargo, existen descripciones de las concentraciones de formas solubles de nitrógeno para zonas de actividad agrícola intensa en el sudeste de Buenos Aires, donde se han identificado niveles elevados en aguas subterráneas asociados con irrigación y fertilización con dosis altas (Costa et al. 2002). En la Pampa Ondulada

aproximadamente 40% de unos 150 pozos relevados que accedían al acuífero Pampeano contenían nitratos por encima de 45 ppm, nivel recomendable para consumo humano (Carbó et al. 2008). En la misma región, el seguimiento hidroquímico de la cuenca del arroyo Durazno, en una zona agrícola, muestra concentraciones <1 ppm de nitratos durante cuatro años (Arreghini 2005). Es posible que los aportes de fertilizantes influyan sobre estos patrones, pero cabe destacar que las observaciones de Portela et al. (2006) en lisímetros sugieren que la mineralización de materia orgánica del suelo jugaría un papel más importante que la fertilización, exportando nitrógeno soluble en suelos típicos de la Pampa Interior y Ondulada. En qué medida las prácticas agrícolas actuales comprometen la calidad de agua para consumo humano no es cuantificable de manera clara pero debe prestarse especial atención al efecto combinado que la agricultura tiene añadiendo nitrógeno soluble (fertilización y, en menor medida, fijación), mineralizando materia orgánica (labranza) y facilitando eventos intensos de recarga (barbechos). Debe sumarse a la contaminación por fertilizantes la de plaguicidas, especialmente herbicidas. En este caso, la atrazina resulta uno de los productos de mayor impacto por su movilidad y perdurabilidad (Costa et al. 2003). El glifosato requiere especial atención por su uso muy extendido y ha sido hallado en arroyos de la Pampa Ondulada (Peruzzo et al. 2008) en concentraciones aun mayores que las reportadas en las planicies de Norteamérica (Scribner et al. 2003). Aplicaciones (concentraciones altas) en microcosmos acuáticos demuestran un impacto fuerte sobre la composición algal y sobre la concentración de fósforo (Pérez et al. 2007). Otros estudios en cuencas de esta región indican la presencia de una gran diversidad de productos, algunos de los cuales alcanzan concentraciones riesgosas para la biota acuática (Jergentz et al. 2005).

FORESTACIÓN EN ÁREAS DE PASTIZAL Y AGRICULTURA

El establecimiento de forestaciones en sistemas de pastizales introduce cambios significativos en la dinámica del agua, asociados a su mayor demanda hídrica (Kelliher et al. 1993), y pueden dejar su impronta en los patrones de acumulación de sales en el ecosistema. Comparados con los pastos, los árboles presentan mayor capacidad evaporativa (Kelliher et al. 1993). Cuando esta mayor capacidad para evapotranspirar se expresa a expensas del consumo de agua subterránea, el establecimiento de árboles sobre pastizales puede ocasionar la salinización de suelos, zonas vadosas y acuíferos (Heuperman 1999, Jobbágy y Jackson 2004) (Tabla 1), y comprometer la sustentabilidad del propio sistema forestal. Esto resulta de la combinación de la descarga freática generada por la forestación, la cual está sustentada por flujos subterráneos laterales desde áreas vecinas (no forestadas) y por la exclusión de solutos que realizan las raíces durante la absorción de agua. El proceso de salinización de suelos y agua subterránea, asociado con el consumo de agua freática, ha sido informado en diversas regiones del mundo, bajo distintas especies de árboles (deciduos y siempreverdes, coníferas y latifoliados) y en un amplio rango de climas (George et al. 1999, Heuperman 1999, Sapanov 2000, Vertessy et al. 2000, Jobbágy y Jackson 2004, Noretto et al. 2007). En los pastizales del Río de la Plata se ha observado, a partir de una combinación de aproximaciones que involucran estimaciones satelitales, modelado del agua edáfica y freática y sensores de flujo de savia, que el establecimiento de forestaciones de eucalipto aumenta las pérdidas evapotranspirativas en 40-80% en comparación con los pastizales (Noretto et al. 2005). Estas diferencias están explicadas en gran medida por un aporte importante de agua freática, el cual llega a suplementar las precipitaciones en 25-50% (Engel et al. 2005, Jobbágy y Jackson 2007). Si bien el aporte freático representa una mejora significativa en la productividad de las forestaciones,

también desencadena una acumulación fuerte de sales en el suelo, zona vadosa y acuífero, y hasta puede alcanzar 6 kg/m² de sales (Jobbágy y Jackson 2003, 2007). Ello impone un riesgo de deterioro de los recursos hídricos y edáficos. Situaciones de forestación masiva en la llanura podrían generar descensos regionales del nivel freático y afectar humedales cercanos (Tabla 1).

El mayor uso de agua de las forestaciones y, en particular, el eventual consumo de agua freática de las mismas ofrece oportunidades y riesgos para la actividad forestal y para el manejo de tierras. Por un lado, el consumo de agua freática mejora la productividad y permite mantener los niveles freáticos más deprimidos, y esto disminuye los riesgos de inundaciones. Por otro lado, la caída en el rendimiento hídrico (caudal anual por unidad de superficie de la cuenca) de las cuencas forestadas puede comprometer otros usos del agua, y la acumulación de sales puede amenazar la productividad en el largo plazo así como la integridad de los recursos hídricos y edáficos.

Está disponible una combinación de estrategias de manejo y planeamiento, desde la escala regional a la de parcela, para aprovechar los beneficios del consumo de agua subterránea, al mismo tiempo que disminuye sus efectos negativos. En el nivel regional, el ordenamiento territorial de las forestaciones debería orientarse hacia las regiones más húmedas (con balances hídricos más positivos) ya que esto no sólo determinaría mayores tasas de crecimiento, sino que también se minimizarían los impactos hidrológicos negativos (Farley et al. 2005) y los riesgos de salinización (Nosetto et al. 2008). Si bien las forestaciones en regiones húmedas conducirían a mayores reducciones del rendimiento hídrico de las cuencas en términos absolutos, el impacto relativo sobre el rendimiento hídrico (i.e., la fracción del caudal erogado por cursos de agua que se perdería por forestar) sería máxima en zonas (semi)áridas; así, en estas zonas (semi)áridas aumentaría el riesgo de deterioro de la provisión de agua (Scott y Lesch 1997, Farley et al. 2005).

DEFORESTACIÓN Y AVANCE AGRÍCOLA EN EL ESPINAL Y EN EL CHACO

El reemplazo masivo de bosques secos (precipitación entre 400 y 800 mm/año) por cultivos de secano ha generado cambios hidrológicos fuertes en las llanuras del oeste y sudeste australiano, del Sahel y del sudoeste de Norteamérica. En estos sistemas, la vegetación leñosa nativa utiliza de forma exhaustiva los aportes de la precipitación y genera drenajes profundos prácticamente nulos (<5 mm/año) y un escurrimiento superficial limitado. Su reemplazo por cultivos altera esta situación y causa reducciones en la evapotranspiración; aún siendo proporcionalmente pequeñas, estas reducciones generan aumentos fuertes en la recarga de acuíferos y ascensos graduales pero constantes en el nivel freático. El proceso de avance agrícola en el oeste y sudeste de Australia fue iniciado más de un siglo atrás y sus efectos sobre la agricultura y la sociedad han sido muy negativos. Allí, el creciente drenaje profundo ha arrastrado hacia los acuíferos sales acumuladas durante milenios en el perfil profundo del suelo/sedimento (George et al. 1997). Estos acuíferos, al alcanzar la superficie varias décadas más tarde, han transportado las sales y desencadenado una intensa salinización de suelos. Como resultado de este proceso, Australia ha perdido 60000 km² de tierras agrícolas, superficie que amenaza con triplicarse y alcanzar una área equivalente a todo Uruguay para 2050 (NLWRA 2001).

En los bosques secos del Sahel el avance agrícola se han traducido en aumentos de escorrentía y posterior recarga de acuíferos por drenaje profundo en zonas bajas del paisaje, y se ha registrado el ascenso de niveles freáticos de 0.4 m/año en el último medio siglo (Leduc et al. 2001). Un proceso equivalente al mencionado para Australia se ha documentado en las planicies arbustivas del noroeste de Texas y Nueva México tras su conversión a cultivo de secano (Scanlon et al. 2005). Es interesante destacar que en este caso el proceso parece haberse atenuado parcialmente por la expansión posterior de sistemas de riego por pivote central abastecidos con agua subterránea. En las tres regiones del mundo descritas hasta aquí los ascensos freáticos han ocurrido bajo regímenes de precipitación relativamente constantes o decrecientes, que apoyan la idea de que el cambio en el uso de la tierra y no el del clima son su causa principal.

Evidencias aún poco organizadas sugieren una creciente recarga subterránea y escorrentía superficial en la porción subhúmeda y semiárida de la llanura chaco-pampeana, originalmente ocupada por bosques secos. Casos como el ascenso de más de cinco metros en los últimos 30 años en el nivel de la laguna Mar Chiquita (Córdoba), sin precedentes durante los últimos dos siglos y medio (Piovano et al. 2004), apuntan a una tendencia de magnitud regional. Si bien estos cambios hidrológicos son simultáneos al avance de la agricultura en la región (Paruelo et al. 2005), la causalidad también puede atribuirse al aumento regional de las precipitaciones. Perfiles profundos (8 m) de distribución de solutos y humedad en bosques secos de San Luis indican que a pesar de los aumentos en la lluvia (30% en cien años para la zona), parcelas de bosques de caldén han mantenido un drenaje profundo nulo hasta el presente, mientras que otras vecinas dedicadas a la agricultura han recargado sus perfiles de humedad hasta la máxima profundidad alcanzada por los muestreos (Jobbágy et al. 2008, Santoni et al. manuscrito en revisión) (Tabla 1). En algunos sectores vecinos a la zona de estudio se observan ascensos freáticos de una decena de metros en tres décadas. Se propone que los aumentos de las precipitaciones en los bosques secos de la llanura chaco-pampeana no han modificado la recarga hidrológica “per se”, pero sí lo han hecho en concierto con el avance de la agricultura que, posiblemente, han contribuido a estimular. La pobre red de escurrimiento superficial de varias porciones de la llanura y la presencia de suelos naturalmente salinos permiten suponer un alto riesgo de deterioro de la productividad agrícola y una intensificación de las inundaciones ante ascensos regionales de napas (Tabla 1). Es necesario reconocer el papel que los vertiginosos cambios en el uso de la tierra actuales pueden jugar sobre este proceso y reconocer los problemas (ascenso de napas y salinización) y oportunidades (sinergia riego-secano) que podrían acompañarlos.

OTROS CASOS DE IMPORTANCIA LOCAL

Al margen de las situaciones antes descritas, surgen otros conflictos posibles entre la producción agropecuaria y los servicios hídricos de los ecosistemas en la región. De especial interés son a) el avance del riego complementario basado sobre agua subterránea en sectores semiáridos de la llanura, b) el drenaje y uso forestal o agrícola de humedales del Delta del Paraná, y c) la multiplicación de focos de actividad ganadera concentrada (e.g., “feed-lots”). En el caso del riego complementario, debe destacarse que si bien el uso de agua subterránea ha crecido en importancia en los últimos años (Salinas et al. 2004), Argentina aún mantiene porcentajes de área regada muy inferiores a los del resto del mundo (Doll y Siebert 2002). La presencia de acuíferos de buena calidad y oferta de agua al pie de las Sierras Pampeanas (San Luis y Córdoba) ha permitido

una rápida expansión del riego con sistemas de pivote central. Aún no se conocen en la mayoría de los casos los límites de esta oferta de agua y es muy incipiente la discusión de sus funciones alternativas tales como el abastecimiento con agua subterránea a áreas urbanas (e.g., Ciudad de Córdoba) o su importancia ecológica en la alimentación de humedales en sectores de descarga natural de estas aguas subterráneas. En el futuro, la expansión del riego puede despertar conflictos en este sentido, lo que requerirá un cuidadoso análisis de costos y beneficios para productores y demás beneficiarios del recurso (Tabla 1).

El Delta del Paraná es parte de la región de interés y tiene una ubicación crucial como posible regulador de la calidad de agua que llega a las principales zonas de captación del conglomerado urbano de la ciudad de Buenos Aires y alrededores. Se ha propuesto a los humedales como los ambientes de mayor valor económico en cuanto a los servicios ecosistémicos que proveen (Costanza et al. 1997). En el caso del Delta del Paraná sus efectos sobre la calidad del agua que alcanza el estuario del Río de la Plata pueden ser importantes. La intrincada red superficial y subterránea de este sistema facilita el intercambio biogeoquímico del agua del río con ecosistemas ribereños y palustres que pueden reducir la carga de contaminantes y sedimentos (Tabla 1). La magnitud de estas funciones no está cuantificada hasta dónde el autor pudo indagar, pero puede presumirse importante (Turner y Rabalais 2003), y también debe sumarse a ella la regulación de caudales. El procedimiento de endicado y drenaje de “islas” del Delta para su ocupación con plantaciones forestales de álamo tiene el incentivo de habilitar una producción maderera de mayor valor (álamo) que la de la alternativa inundada (sauce). Este uso de la tierra, sin embargo, minimiza el contacto del agua ribereña con el territorio de las islas. Este “by-pass” del humedal puede afectar la calidad de las aguas que llegan al estuario y disminuir la regulación del caudal. El drenaje del humedal, más allá de los altos costos ambientales en relación al carbono del suelo perdido, puede también generar una liberación de nutrientes hacia las aguas resultante de la oxidación intensa de la materia orgánica (Tabla 1). El impacto de estas prácticas sobre la calidad de agua podría arrojar una relación muy desproporcionada entre beneficios forestales y costos hídricos.

Así como la, hasta ahora, austera economía del nitrógeno en sistemas agrícolas pampeanos parece haber mantenido bajos los niveles de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la región, la aparición creciente de sistemas de concentración animal, puede volver importante este tipo de contaminación y la de fósforo en acuíferos y aguas superficiales a nivel local (Mallin y Cahoon 2003). Además del diseño, una cuidadosa “zonificación” de las áreas destinadas a “feed-lots” que considere las condiciones hidrogeológicas y la distribución y necesidades hídricas de las poblaciones cercanas, debería guiar el avance de estos sistemas de producción animal que se ven favorecidos por el avance agrícola y la pérdida de pasturas de alta calidad en la Región Pampeana (Ham y DeSutter 2000).

CONCLUSIONES

Los servicios hídricos de los ecosistemas no sólo comprenden la provisión de agua en cantidad y calidad, sino también la regulación hidrológica. Este último aspecto cobra gran importancia en las llanuras, donde la vegetación y el uso de la tierra pueden jugar un papel relevante al afectar la generación de excedentes hídricos e inundaciones. Los mecanismos principales son la partición de

la precipitación en a) escurrimiento superficial e infiltración y b) la partición del agua infiltrada en evapotranspiración y drenaje profundo. Ambos mecanismos intervienen en la provisión de agua y en la regulación hidrológica

En la llanura chaco-pampeana deben contemplarse los posibles efectos de la creciente expansión e intensificación agrícola sobre varios aspectos del ciclo hidrológico. En la Región Pampeana, el reemplazo de pasturas perennes por agricultura continua puede generar episodios más intensos de drenaje profundo y recarga freática, lo cual limitaría la regulación de las inundaciones. Puede esperarse que las mismas se vuelvan más intensas y frecuentes en respuesta a estos cambios, si bien aún falta conocer mejor el sistema. La mayor recarga subterránea junto al creciente ingreso de fertilizantes y pesticidas pueden interactuar favoreciendo los procesos de contaminación de acuíferos y arroyos, a pesar de que las evidencias actuales indican que estos procesos son sólo incipientes. En las regiones del Chaco y Espinal, la agricultura avanza reemplazando bosque secos. En esta situación son esperables cambios más intensos en la recarga subterránea, que es normalmente nula bajo la vegetación natural. El inicio de la recarga puede traer acompañada la redistribución de sales hacia los acuíferos y de éstas a los suelos en las zonas más bajas del paisaje, lo que afectaría los recursos hídricos locales y podría favorecer aquí también la inundación. Este proceso, causante de severos daños en Australia, debe ser revisado y monitoreado con mucho detenimiento en nuestras llanuras boscosas.

La forestación, un uso menos común de las áreas de pastizal pampeano, pero importante en la escala local, tiene efectos sobre los recursos hídricos subterráneos (descenso de niveles y salinización) y superficiales (disminución de caudales, reducción de humedales). Este mismo uso de la tierra en áreas desmontadas de bosques secos podría tener efectos restauradores. Otras actividades agropecuarias como el riego complementario y el drenaje de humedales en el Delta del Paraná sugieren importantes compromisos con los servicios hídricos de los ecosistemas.

La influencia de los ecosistemas, y especialmente de los usos y transformaciones a las que lo someten los humanos, sobre el ciclo hidrológico plantea una conexión de intereses percibidos en distintas escalas geográficas y por distintos actores. De esta manera pueden surgir compromisos entre los beneficios de la producción agropecuaria (que se perciben en un predio) y los servicios hídricos que perciben las personas que habitan la periferia del predio (e.g., salinización), la cuenca (e.g., regulación de caudales en ríos), la región (e.g., regulación de grandes inundaciones) o aun el continente (e.g., regulación de las precipitaciones). Esta conectividad que aporta el ciclo del agua puede verse como un problema al obligar a articular intereses encontrados, pero puede representar también una oportunidad, capaz de demostrar a la sociedad la estrecha vinculación que existe entre la producción agropecuaria y otros servicios que los ecosistemas le brindan.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por subsidios de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación (Argentina) y el Inter American Institute for Global Change Research (IAI).

BIBLIOGRAFÍA

Abril, A., D. Baleani, N. Casado-Murillo y L. Noe. 2007. Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agriculture. Ecosystems and Environment* 119:171-176.

Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:257-284.

Aradas, R.D., J. Lloyd, J. Wicks y J. Palmer. 2002. Groundwater problems in low elevations regional plains: The Buenos Aires province example. Pp. 613-623 en: E. Bocanegra, D. Martínez y H. Massone (eds.), *Groundwater and Human Development*.

Arreghini, S., L. de Cabo, R. Seoane, N. Tomazin, R. Serafini, et al. 2005. Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24:225-236.

Bradshaw, C.J.A., N. Sodhi, K. Peh y B. Brook. 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* 13:2379-2395.

Calder, I.A. 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631.

Carbó, L.I., M.C. Flores y M.A. Herrero. 2008. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Geology* DOI 10.1007/s00254-008-1426-6.

Chichilnisky, G. y G.M. Heal. 1998. Economic returns from the biosphere. *Nature* 391:629-30.

Costa, J.L., F. Bedmar, P.E. Daniel y V.C. Aparicio. 2003. Nitrate and atrazine leaching from corn in the Argentinean humid pampas. Presentado en el 2nd International Wordshop on Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites and Intergrated Soil and Water Protection, Tübingen, Alemania, 20-21 de marzo de 2003.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.

Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, et al. 1997. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-18.

Degioanni, A., J. Cisneros, A. Cantero y A. Camarasa. 2002. Las inundaciones en la Provincia de Córdoba (Argentina) y las tecnologías de información geográfica: Ejemplos de la Aplicación. *Serie Geográfica* 10:143-163.

Degioanni, A., J. Cisneros, A.G. Cantero y H. Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. *Ciencia del Suelo* 24:29-38.

Dingman, S.L. 1997. *Physical Hydrology*. Prentice Hall. Pp. 646.

Doll, P. y S. Siebert. 2002. Global modelling of irrigation water requirements. *Water Resources Research* 38:10.1029/2001WR000355.

Eagleson, P.S. 2002. *Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function*. Cambridge University Press. Pp. 443.

Engel, V., E.G. Jobbágy, M. Stieglitz, M. Williams y R.B. Jackson. 2005. The hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Wat. Resour. Res.* 41:W10409, doi:10.1029/12004WR003761.

Farley, K.A., E.G. Jobbágy y R.B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.

Fuschini Mejía, M.C. 1994. *El agua de las llanuras*. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay. Pp. 58.

George, R.J., D.J. McFarlane y R.A. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* 5:6-21.

George, R.J., R.A. Nulsen, R. Ferdowsian y G.P. Raper. 1999. Interactions between trees and groundwaters in recharge and discharge areas - A survey of Western Australian sites. *Agricultural Water Management* 39:91-113.

Ham, J.M. y T.M. DeSutter. 2000. Toward site-specific design standards for animal-waste lagoons: Protecting ground water quality. *Journal of Environmental Quality* 29:1721-1732.

Heuperman, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. *Agricultural Water Management* 39:153-167.

Imhoff, M.L., L. Bounoua, T. Ricketts, C. Loucks, R. Harriss, et al. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429:870-873.

Jackson, R.B., H.J. Schenk, E.G. Jobbágy, J. Canadell, G.D. Colello, et al. 2000. Belowground consequences of vegetation change and its treatment in models. *Ecological Applications* 10:470-483.

Jackson, R.B., S.R. Carpenter, C.N. Dahm, D.M. McKnight, R.J. Naiman, et al. 2001. Water in a changing world. *Ecological Applications* 11:1027-1045.

Jackson, R.B., E.G. Jobbágy, R. Avissar, S.B. Roy, D. Barrett, et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.

Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61:817-826.

Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 54:205-229.

Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.

Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2007. Groundwater and soil chemistry changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 112-10.1029/2006JG000246.

Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, C.S. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.

Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, S. Contreras López, R.B. Jackson y S.D. Calderón. 2009. Evaporative groundwater discharge in humid plains: The role of climate, vegetation, and farmers. *Eos Trans. AGU.* 90(52), Fall Meet. Suppl., Abstract H31G-03.

Kelliher, F.M., R. Leuning y E.D. Schulze. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* 95:153-163.

Leduc, C., G. Favreau y P. Schroeter. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: the Continental Terminal in South-West Niger. *Journal Hydrol.* 243:43-54.

Lovelock, J. 2007. *The Revenge of Gaia*. Basic Books, New York. Pp. 177.

Mallin, M.A. y L.B. Cahoon. 2003. Industrialized animal production - A major source of nutrient and microbial pollution to aquatic ecosystems. *Population and Environment* 24:369-386.

MA. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, D.C. EE.UU.

Moncaut, C.A. 2001. Inundaciones y Sequías en la Pampa Bonaerense: 1576-2001. Editorial El Aljibe, City Bell (Argentina). Pp. 102.

Noretto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.

Noretto, M.D., E.G. Jobbágy, T. Toth y C.M. Di Bella. 2007. The effects of tree establishment on water and salts dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia* 152:695-705.

NLWRA. 2001. Australian dryland salinity assessment 2000: extent, impacts, processes, monitoring and management options. National Land and Water Resources Audit, The Natural Heritage Trust, Commonwealth of Australia.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.

Paruelo, J.M. Capítulo 5 en este libro.

Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, et al. 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications* 17:2310-2322.

Piovano, E.L., D. Ariztegui, S.M. Bernasconi y J.A. McKenzie. 2004. Stable isotopic record of hydrological changes in subtropical Laguna Mar Chiquita (Argentina) over the last 230 years. *The Holocene* 14:525-535.

Peruzzo, P.J., A.A. Porta y A.E. Ronco. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina, *Environmental Pollution* 156:61-66.

Pielke, R.A. y R.A. Avissar. 1990. Influence of landscape structure on local and regional climate. *Landscape Ecology* 4:133-155.

Portela, S.I., A.E. Andriulo, M.C. Sasal, B. Mary y E.G. Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant and Soil* 289:265-277.

Portela, S.I., A.E. Andriulo, E.G. Jobbágy y M.C. Sasal. 2009. Water and nitrate exchange between ecosystems and groundwater in a cultivated landscape of the Rolling Pampas. Manuscrito no publicado.

Postel, S. y S. Carpenter. 1997. Freshwater ecosystem services. Pp. 392 en: Daily, G.C. (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. EE.UU.

Ridolfi, L., P. D'Odorico y F. Laio. 2006. Effect of vegetation-water table feedbacks on the stability and resilience of plant ecosystems. *Water Resources Research* 2:W01201 doi:10.1029/2005WR004444.

Rimsky-Korsakov, E., G. Rubio y R.S. Lavado. 2004. Potential Nitrate Losses under Different Agricultural Practices in the Pampas Region, Argentina. *Agric. Water Management* 65:83-94.

Salinas, A., E. Martellotto, P. Salas, J. Giubergia, S. Lingua, et al. 2004. Resultados económicos en riego suplementario. Proyecto Regional de Agricultura Sustentable e Impacto Ambiental. INTA Manfredi. Boletín No. 3.

Sapanov, M.K. 2000. Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. *Eurasian Soil Science* 33:1157-1165.

Scanlon, B.R., R.C. Reedy, D.A. Stonestrom, D.E. Prudic y K.F. Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* 11:1577-1593.

Schofield, R., D.S.G. Thomas y M.J. Kirby. 2001. Causal processes of soil salinization in Tunisia, Spain and Hungary. *Land Degradation & Development* 12:163-181.

Scott, D.F. y W. Lesch. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. *Journal Hydrology* 199:360-377.

Scribner, E.A., W.A. Battaglin, J.E. Dietze y E.M. Thurman. 2003. Reconnaissance data for glyphosate, other selected herbicides, their degradation products, and antibiotics in 51 streams in nine Midwestern States, 2002: U.S. Geological Survey Open-File Report 03-217. Pp. 101.

Toth, J. 1999. Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal* 7:1-14.

Turner, R.E. y N.N. Rabalais. 2003. Linking Landscape and Water Quality in the Mississippi River Basin for 200 Years. *BioScience* 53:563-572.

Vera, C., J. Báez, M. Douglas, C.B. Emmanuel, J. Marengo, et al. 2006. The South American Low-Level Jet Experiment. *Bulletin of the American Meteorological Society* 87:63-77.

Vertessy, R., L. Connell., J. Morris, R. Silberstein, A. Heuperman, et al. 2000. Sustainable hardwood production in shallow watertable areas. RIRDC publication 00-163, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton.

Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.

Viglizzo, E.F., Z.E. Roberto, F. Lértora, E. López Gay y J. Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66:61-70.

Viglizzo, E.F., E.G. Jobbagy, L.V. Carreño, F.C. Frank, R. Aragón, et al. 2009. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of central Argentina. *Hydrology and Earth System Science* 13:491-502.

Ward, P.J., H. Renssen, J.C.J.H. Aerts, R.T. Van Balen y J. Vandenberghe. 2007. Strong increases in flood frequency and discharge of the River Meuse over the late Holocene: Impacts of long-term anthropogenic land use change and climate variability. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4:2521-2560.

Wilcox, B.P., M.S. Seyfried y D.D. Breshears. 2003. The water balance on rangelands. Pp. 791-794 en: B.A. Stewart y T.A. Howell (eds.). *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker, New York.

Capítulo 8

RIQUEZA, OCUPACIÓN Y ROLES FUNCIONALES POTENCIALES DE LAS AVES EN RELACIÓN A LOS USOS DE LA TIERRA Y LA PRODUCTIVIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS: UN EJEMPLO EN LA ECORREGIÓN PAMPEANA

María E. Zaccagnini¹, Jeffrey J. Thompson¹, Jaime Bernardos², Noelia Calamari³,
Andrea Gojman¹ y Sonia Canavelli³

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Instituto de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n. (1712)Castelar, Argentina. Email Zaccagnini: mzaccagnini@cni.inta.gov.ar - ²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580, C.C. 11, (6326)Anguil, La Pampa. Argentina - ³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

Resumen. Los agroecosistemas constituyen paisajes en mosaico en los que se integran usos múltiples de la tierra en función de las actividades productivas que allí se desarrollan. En la Región Pampeana central, la estructura y composición del paisaje se ha simplificado, por lo cual es posible que se haya visto afectado el estado de conservación de las aves. Las aves cumplen servicios ecosistémicos como la provisión de recursos, la regulación de poblaciones de especies perjudiciales, el soporte de procesos ecosistémicos (como la polinización) y dan bases para actividades culturales. En el ámbito agropecuario, estos servicios ecosistémicos suelen pasar desapercibidos, con el riesgo de perderlos aun antes de que puedan ser evaluados y valorados. Nuestro objetivo es analizar las comunidades de aves en agroecosistemas de la agroecorregión pampeana en relación al uso de la tierra y la productividad, como un modo de inferir los impactos potenciales de la agriculturización sobre la salud ambiental. Así mismo, analizamos los servicios ecosistémicos que, en términos potenciales, podrían brindar las comunidades de aves en esta región, y destacamos la utilidad de un monitoreo regional anual para su seguimiento e, indirectamente, los servicios que podrían estar prestando. Analizamos las variaciones en la riqueza específica de comunidades en un área de 255000 km² de la agroecorregión pampeana entre los años 2003 y 2008. Las 244 especies de aves detectadas fueron clasificadas en 12 grupos tróficos funcionales y agruparon en 3 grupos: insectívoras, rapaces (depredadoras y carroñeras) y granívoras. Sobre la base de esta clasificación estimamos la ocupación proporcional de los grupos funcionales y modelamos su distribución espacio-temporal en relación a la proporción de área con cultivos y al índice de vegetación normalizado (IVN). El análisis de ocupación demuestra una relación negativa significativa entre la presencia de gremios tróficos y el área cubierta de cultivos anuales, y una baja relación con la productividad primaria. Este patrón es similar al presentado en trabajos previos para la agroecorregión pampeana. Por último, se considera que una mayor diversidad y redundancia ecológica conllevaría a niveles mayores de provisión de servicios; presentamos que una reducción en la riqueza de aves en la agroecorregión pampeana está relacionada con el incremento de áreas con cultivos anuales, lo que se traduciría en una pérdida de servicios provistos por la biodiversidad. De este modo, esperamos contribuir al desarrollo de estrategias agrícolas que valoren tanto la provisión de bienes cultivables como los atributos naturales de los agroecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas en ecosistemas productivos, como los agroecosistemas, generan cambios que pueden afectar, o afectan, el estado de las poblaciones de especies silvestres y el funcionamiento ecológico de las comunidades a las que pertenecen. La producción de cultivos de agroalimentos y las futuras demandas por bioenergía generan y generarán mayores cambios estructurales en los ecosistemas, con modificaciones en la composición y en la configuración de los ambientes naturales, ya sea por la modificación y/o por el reemplazo de las coberturas vegetales como por su disposición espacio-temporal en los ecosistemas (Dale et al. 2010). Estos cambios alteran la aptitud y la extensión de los hábitats para las especies silvestres (Bennet et al. 2006) y sus interacciones (Sekericioglu et al. 2004, Wiens et al. 2002, Wiens y Moss 2005).

Uno de los factores de disturbio asociados a los procesos productivos es el uso de insumos tecnológicos para incrementar la productividad (fertilizantes) o controlar efectos negativos de plagas y enfermedades (plaguicidas). Estas sustancias, de diferente naturaleza y nivel de toxicidad, pueden afectar no sólo las condiciones del hábitat y el estado de las poblaciones silvestres (Hooper et al. 2002, Zaccagnini 2006) sino que, a través de estos efectos, pueden alterar la composición y el funcionamiento ecológico de las comunidades a las que pertenecen dichas poblaciones (Devictor y Jiguet 2007). En consecuencia, podrían producirse cambios en los servicios ecosistémicos que brindan las especies silvestres, aun antes de que estos puedan ser cuantificados y valorados de manera adecuada para cada tipo de agroecosistema (Alcamo et al. 2003, Lant et al. 2008).

Enfocar el manejo de los agroecosistemas en la producción de múltiples servicios ecosistémicos podría significar una oportunidad para controlar o revertir los impactos de la agriculturización sobre las especies silvestres y sus roles funcionales (Kremen y Ostfeld 2005). De este modo, los productores podrían beneficiarse con incentivos que generen condiciones para la sustentabilidad de sus propias actividades y el ambiente (Robertson y Swinton 2005). A través del manejo de un sistema productivo se pueden privilegiar diversos procesos ecosistémicos, y a ese fin es preciso mejorar el hábitat para una mayor cantidad de especies necesarias para un funcionamiento integral del mismo, dado que diferentes especies suelen influir en diferentes funciones (Hector y Bagchi 2007). Para ello, es necesario comprender las relaciones entre las especies y los elementos paisajísticos y tecnológico-productivos del ambiente, los que sin dudas interactúan para brindar los servicios ecosistémicos de interés, y el rol de la diversidad dentro de los grupos funcionales para la provisión de dichos servicios (Moonen y Barberi 2008).

La información generada en monitoreos sistemáticos de grupos biológicos sensibles, como las aves, permitiría seguir los cambios en las comunidades en función de los cambios ambientales y, de manera indirecta, predecir la provisión de servicios ecosistémicos brindados por las comunidades resultantes en los agroecosistemas. Dicha información podría utilizarse en la toma de decisiones de manejo, el diseño de los paisajes productivos y la selección de estrategias tecnológico-productivas que minimicen los impactos y maximicen los beneficios funcionales del sistema productivo (Taylor Lovell y Johnston 2009). De este modo, la información generada por el monitoreo contribuiría a una mayor sustentabilidad productiva y ambiental.

La intensificación agrícola y los impactos sobre las comunidades de aves y su funcionalidad

En ciertos lugares del mundo, la intensificación agrícola ha generado una declinación amplia en las poblaciones de varios grupos taxonómicos asociados a ambientes agrícolas. En una escala regional, estas declinaciones han estado asociadas a cambios en las prácticas agrícolas, las que modificaron la disponibilidad de recursos y generaron efectos asociados con las poblaciones de insectos y de aves (Benton et al. 2003). La intensificación agrícola generó no sólo la disminución en la abundancia poblacional de algunas especies de aves, sino también sobre una significativa contracción en su rango de distribución en el último cuarto del siglo XX, en Europa en particular (Gaston 2010). Estos efectos han sido más notables en países del oeste europeo que en los del este debido a políticas y a condiciones tecnológicas que favorecieron la intensificación (Donald et al. 2001).

Procesos de agriculturización como los documentados en Europa están ocurriendo en muchos países del mundo. En Argentina suceden no sólo dentro de las áreas tradicionalmente agrícolas, sino también en regiones marginales y de fronteras agrícolas, donde se ven procesos de extensificación que aún no han entrado en etapas de intensificación como las que se dan dentro de la región pampeana central, en las que la pérdida de diversidad de ambientes es ya indiscutible (Oesterheld 2005, Paruelo et al. 2005, Bilenca et al. 2009).

La constatación de procesos de reducción de la superficie y calidad de hábitats motivan la necesidad de comprender las causas y efectos sobre grupos de la biodiversidad (Gaston 2010). Para ello se analizan variables de nivel tecnológico y se desarrollan modelos que permitan predecir la tendencia poblacional y la distribución de un conjunto de especies que, “a priori”, se evalúan como sensibles a los procesos de intensificación agropecuaria (Donald et al. 2001). Estos abordajes brindan líneas de base para explorar estudios en mayor detalle, enfocados en especies para las cuales se podrían generar datos y detectar impactos con mayor detalle. Por ejemplo, mediante modelos de naturaleza multivariada es posible comprender las interacciones entre las prácticas agrícolas y las múltiples vías por las cuales las aves son impactadas, e indicar los aspectos del manejo que deberían ser corregidos a fin de permitir la viabilidad poblacional de las mismas (Benton et al. 2003). La comprensión de los efectos indirectos de los plaguicidas sobre las poblaciones permitiría modificar aspectos específicos del manejo agrícola que generen beneficios para especies o para grupos de especies particulares. Así mismo, la pérdida de heterogeneidad, el nivel de perturbación y la fragmentación en los agroecosistemas generan impacto sobre muchas otras taxas y, por lo tanto, los impactos sobre las aves podrían insinuar declinaciones en biodiversidad así como de procesos de homogeneidad funcional en las comunidades (Devictor y Jiguet 2007).

Las aves como indicadoras de salud en los ecosistemas

La variedad de procesos biológicos a monitorear en los agroecosistemas son numerosos, por lo que es esencial identificar indicadores sensibles a los cambios y usarlos como herramientas de monitoreo para el manejo sostenible de los sistemas productivos. “En biología, un indicador es un organismo que está tan asociado con condiciones ambientales particulares de modo que su presencia indica la existencia de esas condiciones” (Caro y O’Doberty 1999). Dentro de los grupos biológicos más sensibles para detectar cambios en los ecosistemas se encuentran los invertebrados. Sin embargo, debido a la elevada complejidad de su monitoreo, en especial en las

escalas de paisaje y/o regional, se propone a las aves como indicadores válidos de la salud de los ecosistemas y, a su vez, posibles de ser monitoreados (Balmford 2002).

El uso de las aves como bioindicadoras es un concepto muy discutido pero aceptado por motivos ecológicos y operativos: su ecología es mejor entendida que la de muchos otros grupos de vertebrados silvestres. Están distribuidas ampliamente como grupo en un extenso rango de tipos de hábitats, hay asociaciones claras entre las comunidades de aves y los tipos de cobertura vegetal, tienen una cobertura amplia de los diferentes niveles de la pirámide ecológica en todos los ambientes, son estables taxonómicamente y son fáciles de detectar, se las suele relevar con métodos confiables y existen herramientas analíticas muy variadas para verificar su credibilidad (Balmford 2002, Padoa-Schioppa et al. 2006). Las aves pueden ser, por ejemplo, muy buenas indicadoras para evaluar el impacto de los cambios en el uso de la tierra o del cambio climático sobre la biodiversidad. Estos son procesos continuos y lentos que representan fuerzas directrices de grano grueso en la escala regional, pero que determinan procesos y flujos que pueden afectar de forma notable el funcionamiento del ecosistema. Las aves, por su capacidad de volar y de moverse con velocidad entre sitios a gran distancia, pueden captar rápidamente diferencias en la disponibilidad de recursos. Sin embargo, por estas mismas razones, su valor como indicadoras para captar efectos de tasa rápida de ocurrencia y en la escala local sería discutible (Lemoine et al. 2007).

Las aves ¿son buenas indicadoras de conservación del resto de la biodiversidad? Nuevamente, es posible que las aves sean buenas indicadoras en escalas de poco detalle, en las que sus requisitos de hábitat cubran los requisitos de otras especies (Balmford 2002). En escalas de mayor detalle, por las razones expuestas en el párrafo anterior, es preciso considerar junto con las aves otros grupos sensibles de condiciones locales, como invertebrados, peces y plantas con flores. No obstante esto, las aves constituirían un grupo muy versátil para indicar condiciones ambientales y efectos sobre otros grupos de la biodiversidad (Gregory et al. 2003).

Importancia del hábito alimentario para comprender la provisión de servicios

Como grupo, las aves comprenden una gran diversidad de especies con hábitos y requisitos de hábitat muy diferentes. Esto hace que a través de la comprensión de su ecología como del uso de recursos en el ambiente se puedan identificar diversos servicios ecosistémicos de importancia para la producción agropecuaria o para la integridad del ambiente. Por ejemplo, el comportamiento alimentario define en gran medida los ensambles de comunidades por grupos funcionales tróficos o gremios. Estos pueden ser subgrupos de la comunidad en la cual los individuos utilizan recursos similares de una manera análoga (Beltzer 2003, Azpiroz 2003). Los grupos funcionales y sus interrelaciones tróficas entre especies por lo general resultan de la conjunción entre la morfología del ave y los tipos de presas, tamaños, forma y eficiencia de captura (Remsen y Scott 1990). Así mismo pueden darse cambios estacionales de modo que especies de aves que son granívoras en otoño e invierno sean insectívoras en primavera y verano, durante la época reproductiva, y que suelen reaccionar rápidamente ante la disponibilidad de grandes ofertas de insectos en campos de cultivos e instalar sus nidos en ambientes muy cercanos a los campos. También pueden existir mecanismos tróficos en cascada cuando porciones de las cadenas alimentarias son removidas del sistema y generan cambios poblacionales en otros niveles tróficos (Sekercioglu 2006). Por otro lado, el comportamiento social de alimentación en bandadas numerosas, interespecíficas, o en formas aisladas en pares reproductivos, pueden generar impactos muy diferentes sobre el

ambiente (Whelan et al. 2008). En consecuencia, para valorar y entender la provisión de servicios ecosistémicos, es necesario comprender la complejidad de las relaciones ecológicas entre las poblaciones de distintos grupos que componen las tramas tróficas y el uso de recursos que estos hacen en los ecosistemas (Whelan et al. 2008).

Las aves y la provisión de servicios ecosistémicos

Las aves son uno de los grupos más diversos entre los vertebrados que intervienen en la provisión de servicios ecosistémicos, con respecto a procesos naturales que benefician a los humanos (diferentes de los servicios ambientales de procesos que sirven a la propia naturaleza) (Alcamo et al. 2003). Si bien las aves no contribuyen en gran medida a la productividad total de los ecosistemas, por el lugar que ocupan en las tramas alimentarias (Wiens 1976) sus funciones ecológicas pueden impactar de manera significativa en el funcionamiento de los ecosistemas (i.e., desde crear condiciones en el suelo hasta jugar roles como depredadoras, polinizadores, carroñeras, dispersoras de semillas e ingenieras de ecosistemas) (Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008). Por ejemplo, en los servicios ecosistémicos de “provisión”, están involucradas al ser utilizadas en la dieta de humanos como fuente proteica, su piel para marroquinería, piezas de caza deportiva y de subsistencia, plumas para abrigos y ornamentación, etc. Las aves depredadoras y carroñeras, están comprometidas con los servicios de “regulación”, contribuyen a controlar poblaciones de insectos plagas de cultivos, de roedores transmisores de enfermedades virales y a eliminar cadáveres al evitar la proliferación de agentes patógenos y así prevenir enfermedades. Así mismo, las aves asisten a servicios de “soporte” a través de sus comportamientos alimentarios, pues polinizan y dispersan semillas y contribuyen al mantenimiento de distintos tipos de ecosistemas. Por último, dentro de los servicios “culturales brindados por el ecosistema” son fuentes de inspiración al arte, la fotografía, la observación de aves, los cultos religiosos (Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008).

La provisión de “servicios ecosistémicos por consumo de recursos” se expresa de varias formas: control biológico de plagas (i.e., malezas, insectos e indirectamente enfermedades), saneamiento de cadáveres por especies carroñeras, depredación de semillas y animales, dispersión de frutos y semillas y polinización de pasturas y cultivos (ver Sekercioglu 2006, Whelan et al. 2008).

Control biológico

El rol como controladoras biológicas de especies de insectos plagas va mas allá de la consideración del consumo por parte de las aves. Lo importante es que ese consumo signifique realmente un cambio en la reducción del daño o el incremento en el rendimiento del cultivo afectado por la plaga, debido a la extracción que las aves hacen de los insectos plaga. Hay ejemplos de reducción en el número de artrópodos en ensayos de exclusión de aves en diversos esquemas productivos que demuestran el rol funcional de las aves como controladoras de insectos plaga (Tremblay et al. 2001, Jones et al. 2005). Así mismo, algunas especies de aves consideradas plagas de cultivos fueron controladas en masa para reducir los daños que causaban a esos cultivos. Dicho control generó incrementos en plagas insectiles antes controladas por las aves, como en el caso del control de gorriones en China, que generó una explosión demográfica de insectos plaga que devastaron cultivos y generó la hambruna de los años 1958-1962, con miles de muertos (Whelan et al. 2008). El valor de las aves como controladoras de tucuras y langostas, así como los factores que operan para la eficiencia de la interacción funcional, también han sido muy bien descriptos (Kirk et al. 2001). En particular, esto es importante para el manejo dada la ocurrencia de estas

especies tanto en cultivos como en pasturas cultivadas y naturales en muchas partes del mundo. De forma similar, la depredación de pájaros carpinteros sobre coleópteros plagas de pinos fue capaz de regular las poblaciones de esa plaga forestal (Fayt et al. 2005). Sin embargo, a pesar de la importancia del control biológico para la agricultura y la forestación, estos servicios son rara vez percibidos por los productores agropecuarios.

Saneamiento de cadáveres

El servicio de saneamiento por consumo de carroña alcanza a todos los ecosistemas, incluso a los agroecosistemas, dado que hay muchas fuentes de generación de carroña (e.g., mortandades naturales, envenenamiento o contaminación, colisiones, enfermedades, electrocución en torres o cables eléctricos, entre otras causas). Las aves carroñeras son sólo uno de los grupos de organismos que brinda este servicio en los agroecosistemas, y por ser muy conspicuos, su rol suele ser valorado mejor. Dentro de las aves, los jotes de los géneros *Cathartes* y *Coragyps* son carroñeros especialistas, pero muchas otras rapaces lo hacen en forma oportunista o facultativa (Devault et al. 2003, Whelan et al. 2008). Las aves oportunistas o facultativas no pueden sobrevivir sólo de carroña, y poseen la capacidad de cazar sus propias presas. Gracias a la presencia de carroñeros, la desaparición de cadáveres es muy rápida (Rivera Milan et al. 2004), lo cual indica que sin la presencia de estos organismos, los restos de animales muertos se acumularían. Asimismo, la mayor oferta fácilmente disponible de alimentos posiblemente generaría una explosión demográfica de roedores o de otros carnívoros, los que suelen ser reservorios y vectores de enfermedades virales, leptospirosis, rabia, fiebre hemorrágica o mal de los rastrojos, hanta virus; algunas de estas enfermedades son endémicas en amplias zonas de la Región Pampeana (Piacenza et al. 2009). Además, los animales muertos se infectan con bacterias potencialmente patogénicas, así como toxinas del botulismo, y pueden ser el foco de muchas enfermedades peligrosas para la salud humana, para la ganadería y para otras especies de la fauna silvestre. En áreas con restricciones ecológicas, las acciones antrópicas podrían complicar la provisión de servicios por las aves y otros organismos. Por ejemplo, en ambientes estables de humedad y temperatura (e.g., ecosistemas tropicales) se favorecerían la ocurrencia de microcarroñeros (microbios descomponedores) sin verse alterados por la ausencia de macrocarroñeros como las aves. Sin embargo, en ecosistemas templados, la ocurrencia de aves carroñeras sería vital para la remoción de carroña y su conservación debería considerarse prioritaria (Whelan et al. 2008).

Depredación de animales y semillas

La preponderancia de roedores en la dieta de muchas especies de rapaces (tanto halcones como lechuzas) permitiría considerar que estas aves cumplen un rol como prestadoras de un servicio a la agricultura y a la salud humana debido a la remoción por depredación de organismos de especies herbívoras dañinas de cultivos y de organismos peligrosos por ser huéspedes de enfermedades peligrosas. Existen evidencias de que las aves (junto a otros depredadores) podrían generar efectos denso-dependientes sobre la densidad de roedores, con lo cual ejercerían controles eficientes en la regulación de las poblaciones. A pesar de la importancia de conocer estas relaciones para el manejo adecuado de los agroecosistemas, es escasa la evidencia de la efectividad de estos servicios ecosistémicos como base para el control integrado de las plagas, con el consiguiente beneficio ambiental por el menor uso de sustancias tóxicas utilizadas en el control de los roedores (Williams et al. 2000, Brown et al. 2007). En contraste, el rol de los roedores y de los invertebrados como grandes consumidores de semillas de malezas en agroecosistemas ha sido bien documentado

y existen evidencias del rol de las aves granívoras en este mismo sentido, aunque en menor proporción. Cabe destacar que los consumos por todos los grupos biológicos es aditivo; estos grupos suelen remover gran proporción de las semillas en la superficie del suelo (Whelan et al. 2008).

Dispersión de semillas y frutos y conservación de bosques

La dispersión de semillas y frutos que realizan las aves es una de las funciones ecológicas que afecta a gran cantidad de especies. En la restauración natural de los bosques tropicales, por ejemplo, las aves son uno de los grupos dispersores de semillas por excelencia, en particular para árboles tropicales de sucesiones tardías y con semillas grandes (Uhl 1989).

Servicio ecosistémico de polinización de pasturas y cultivos

El rol de las aves como polinizadoras no es tan importante como los procesos funcionales que hemos listado anteriormente. Sin embargo es preciso conocer en mayor detalle y de manera empírica el impacto para las plantas de la supresión de especies polinizadoras (Sekercioglu 2006).

Las pérdidas de hábitat y contaminación vinculadas a las prácticas agropecuarias pueden afectar la satisfacción de los requerimientos básicos de vida tanto de las poblaciones como de las tramas ecológicas que se establecen, y pone en riesgo la provisión de los servicios previamente descriptos. Otras alteraciones ambientales, como el cambio climático, pueden exacerbar estos efectos antrópicos. Por ejemplo, el 80% de las proyecciones climáticas basadas sobre escenarios de bajas emisiones de gases invernaderos resultarían en la pérdida local de al menos 10% de la fauna de vertebrados (i.e., aves, mamíferos y anfibios) sobre gran parte de Norte y Sudamérica (Lawler et al. 2009). Por ello, es imprescindible monitorear los cambios en las comunidades de aves y la provisión por las mismas de servicios ecosistémicos en agroecosistemas, como una herramienta de acompañamiento al proceso de agricultura sustentable (Zaccagnini et al. 2010).

COMUNIDADES DE AVES EN AGROECORREGIÓN PAMPEANA Y SUS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS POTENCIALES

Monitoreo de aves en la escala regional en la Región Pampeana central de Argentina

Cualquiera sea el valor del servicio ecosistémico que se desea evaluar, es preciso generar datos cuantitativos que permitan valorar el beneficio potencial del mismo. Una primera aproximación para evaluar el valor de los servicios ecosistémicos prestados por las aves en una determinada región es considerar la riqueza de especies o su ocurrencia. Estos registros pueden ser traducidos en estimaciones de ocupación de los agroecosistemas y, a través de los roles funcionales de las especies, usarse como indicadores de la potencial provisión de servicios ecosistémicos (en cualquiera de sus modalidades). En este trabajo presentamos un programa de monitoreo regional de aves que se conduce anualmente en la Región Pampeana analizando los resultados desde el punto de vista de algunos de los servicios ecosistémicos potenciales brindados por las aves.

El monitoreo de aves en la Región Pampeana se estableció en el año 2002 con la finalidad de contar con una línea de base sobre la cual evaluar los efectos de la intensificación agrícola, principalmente traducidos por los cambios en la composición y configuración de los ambientes productivos o el uso de agroquímicos, ambos expresados en la escala regional (Zaccagnini 2006). Así mismo, el monitoreo constituye una herramienta de predicción de efectos y de proyección de cambios en las poblaciones de aves a largo plazo, tanto por los cambios en el uso de la tierra como de los cambios en las condiciones ambientales y climáticas (Zaccagnini et al. 2010). Por último, como intentaremos demostrar en este trabajo, el monitoreo regional podría contribuir a inferir los servicios ecosistémicos potenciales que las aves podrían estar brindando en la región.

En el monitoreo se registra la abundancia de 20 especies consideradas focales y la presencia de todas las aves vistas o oídas relevadas anualmente en la región central de Argentina (Canavelli et al. 2003, Calamari et al. 2005). Las especies seleccionadas cumplieron al menos con unos de los siguientes criterios: particularmente sensible (documentada en mortandades masivas), fácilmente detectable, migratoria, recurso o plaga.

El área cubierta por el muestreo comprende porciones de 5 provincias pampeanas (Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, La Pampa y Buenos Aires) (Figura 1). La misma aumentó con los años desde 115000 km² en 2003-2004 a 255000 km² en 2007-2008, a fin de captar una mayor heterogeneidad de ambientes y sistemas de producción dentro de la Región Pampeana central. En función de las regiones agroestadísticas definidas por sus características agroproductivas (INDEC, Encuesta Nacional Agropecuaria) se estableció un esquema de muestreo estratificado por región. Los 8 estratos resultantes se dividieron en cuadrículas de 30 x 30 km y dentro de cada cuadrícula se recorrieron transectas de 30 km en cantidad proporcional al tamaño del estrato. En cada una de las transectas, establecidas en caminos secundarios y terciarios elegidos al azar, se ubicó un punto fijo de observación a cada kilómetro de recorrido. En cada punto de observación se registró la presencia de todas las aves vistas u oídas (se excluyeron las aves acuáticas), dentro de los períodos de 06:00-11:00 h y 15:00-20:00 h, y se describieron los usos del suelo y la proporción de cada tipo estimada dentro de un radio de 200 m del punto de observación (Canavelli et al. 2003, Calamari et al. 2005, Schrag et al. 2009, Zaccagnini et al. 2010). En enero de cada año, entre el 2002 y el 2008, se recorrieron entre 48 y 90 rutas (48 en 2003 y 2004, 64 en 2005, 86 en 2006 y 90 en 2007 y 2008). De esta manera se totalizaron 426 transectas en 6 años.

Diversidad de aves en relación al uso de la tierra, productividad y heterogeneidad de paisaje

El programa de monitoreo regional de aves comprende al menos 4 tipos de usos del suelo bien diferenciados: una zona muy agriculturizada comprendida por el sureste de Córdoba, sur de Santa Fe, este de Entre Ríos y norte de Buenos Aires, una zona de usos mixtos ubicada en el sur de Córdoba y centro-oeste de Buenos Aires (en esta zona la agricultura avanzó sobre pastizales naturales con uso ganadero extensivo), otra zona caracterizada por algunas pasturas perennes para uso ganadero (lechería e invernada) en el centro de Santa Fe, y una zona donde aún hay relictos de monte nativo, en el centro-este de Entre Ríos (Figura 2). A pesar de estas diferencias, el uso predominante de la tierra en la región es agrícola-ganadero, con dominancia de de cultivos anuales (55.6%), pasturas anuales (1.5%) y pasturas perennes (6.2%), campos en descanso (24.2%), campos arados (0.4%) y montes (12.2%) (Figura 3). Estos usos no variaron demasiado

entre los años de estudio, lo que muestra que el área es estable en cuanto al uso agropecuario dentro de este período de tiempo.

Entre 2003 y 2008 se detectaron 244 especies de aves en la región, con un total de especies para cada año que osciló entre 148 (en 2003), 185 (en 2006), 176 (en 2007) y 180 (en 2008).

Para comprender la dinámica de renovación de las especies entre años, se calculó la matriz de similaridad de especies entre las mismas rutas entre años, y a medida que se amplió el área de muestreo la comparación se realizó entre las rutas nuevas del área ampliada en años subsiguientes. El índice de similaridad de Jaccard fue de 0.8 para la misma cantidad de rutas, y la menor encontrada entre años fue entre los años 2003 y 2008 (0.694) (Tabla 1). Esto sugiere que existiría un recambio de especies dentro del área de estudio.

Tabla 1. Matriz de similaridad de especies entre años en base al índice de Jaccard.

	2003	2004	2005	2006	2007
2003					
2004	0.773				
2005	0.745	0.833			
2006	0.694	0.736	0.817		
2007	0.704	0.745	0.817	0.802	
2008	0.694	0.745	0.804	0.802	0.815

El sur de Entre Ríos y el oeste de Buenos Aires fueron las regiones más diversas (Figura 4), coincidentes con la mayor proporción de ambientes de monte (Figura 3). En función de la riqueza de aves, la región menos diversa fue la zona muy agriculturizada comprendida por el sureste de Córdoba, el centro-sur de Santa Fe y el centro-noroeste de Buenos Aires (Figura 4).

En un estudio preliminar (Schrag et al. 2009) con los datos de 4 años del monitoreo regional de aves, entre 2003 a 2006 analizamos la distribución espacial de la riqueza de aves en relación al uso de la tierra, a variables climáticas (i.e., temperatura y precipitaciones) y al índice de vegetación normalizado (IVN). Para este último se emplearon los datos provistos por el Inventario Global de la NASA y se estimaron a través de radiómetros de alta resolución. De cada ruta de observación se seleccionó el punto medio a través del muestreo de un área de 3 x 3 píxeles (cada píxel tiene 1 km²) para la que se calculó el promedio de los valores de las 9 celdas. La riqueza estuvo asociada de manera negativa a la proporción de áreas con cultivos anuales, y de forma positiva a las áreas con vegetación natural (pasturas y monte nativo). De manera similar, se encontraron correlaciones positivas mayores a 50% entre la riqueza y las temperaturas máximas y mínimas y las precipitaciones, así como con el IVN de primavera y verano. No obstante, la variabilidad observada fue importante.

Sobre la base de la importancia del uso de la tierra sobre la riqueza de especies, tal como lo ilustran Schrag et al. (2009), se condujo un ejercicio de modelado adicional para investigar de manera más específica la relación entre la riqueza de especies y el uso de la tierra. Se utilizó una clasificación diferente del uso de la tierra, y se mantuvieron la productividad primaria y los factores climáticos. Así mismo se incluyeron los datos climáticos de temperaturas mínimas, máximas y precipitaciones.

El uso de la tierra se categorizó en cultivos anuales, pasturas anuales, pasturas perennes, campos abandonados, campos arados y montes.

Se determinó un conjunto de 42 modelos “a priori” que incluyeron una combinación de factores considerados de importancia para determinar la riqueza de especies. Se analizaron usando un modelo lineal generalizado, con el paquete estadístico R 2.11.0 (R Development Core Team 2010). Estos modelos difieren de los desarrollados por Shrag et al. (2009) en que no todos los modelos incluyen el efecto de la temperatura o de la precipitación y, además, contienen menos parámetros. Los mejores modelos se seleccionaron sobre la base del criterio de información de Akaike (AIC) (Akaike 1973) y, a su vez, para determinar el peso relativo de cada modelo en el conjunto de modelos seleccionados se utilizó AICc ajustado por el tamaño de las muestras (Burnham y Anderson 2002). Tres modelos que contuvieron cultivos anuales, campos arados y montes, representaron 98% del peso de los modelos para explicar la riqueza específica (Tabla 2). Las pasturas perennes y el IVN de invierno tardío/primavera temprana (agosto-octubre) constituyeron factores adicionales en los modelos seleccionados de entre los mejores modelos.

Tabla 2. Modelos seleccionados para explicar la riqueza específica en relación al uso de la tierra y a la producción primaria.

Modelo	AICc	Δ AICc	Peso
Cultivos anuales + campos arados + monte	368.12	0	0.65
Cultivos anuales + campos arados + monte + IVN (ago-oct)	370.42	2.30	0.20
Cultivos anuales + pasturas perennes + campos arados + monte	371.32	3.20	0.13

Se utilizó el promedio de los 3 mejores modelos, donde el peso relativo mínimo del menor fue de 10% del mejor modelo (“sensu” Royall 1997). Los factores que ilustran un efecto significativo en la riqueza de especies (error estándar de los valores beta no incluyen 0) fueron el área proporcional en cultivos anuales (efecto negativo) y el área proporcional de montes (positivo). Con los exponentes de los valores beta del modelo promedio se calculó la razón de “log-odds”, lo que indicó que los montes tuvieron un efecto 1.6 veces mayor que los cultivos anuales en explicar la riqueza de especies.

Este ejercicio de modelado es consistente con las conclusiones de Schrag et al. (2009), en las que se muestra que la principal fuerza directriz de la riqueza específica de aves es el uso de la tierra sobre factores climáticos o la productividad primaria. El presente análisis y el de Schrag et al. (2009) pueden estar potencialmente sesgados pues presentarían una detectabilidad incompleta de las especies (Anderson 2001). Para subsanar este posible sesgo se realizaron análisis adicionales que incorporan esta variabilidad en las estimaciones de riqueza de especies.

Ocupación de la agroecorregión pampeana por grupos tróficos funcionales de aves

Los modelos de ocupación utilizan muestreos repetidos en el espacio o en el tiempo para desarrollar las historias de detección (conocidas por lo general como presencia/ausencia) de las especies que se utilizan para estimar la detectabilidad y la ocupación proporcional de cada sitio, tomando en cuenta la detectabilidad incompleta de estas (MacKenzie et al. 2006). Por esta razón se utilizaron los modelos de ocupación para estimar la composición de la comunidad de aves y, además, para incorporar las diferencias interespecíficas en la detectabilidad. En el caso de la riqueza de especies, las comunidades se definen “a priori” y se estima la ocupación proporcional de dicha comunidad por medio de la historia de detecciones y no detecciones de especies para cada sitio (MacKenzie et al. 2006). Al integrar las fuentes de error y brindar estimaciones no sesgadas de cambios en la diversidad biológica, las estimaciones de ocupación (en lugar del tradicional método rápido de presencia-ausencia de organismos) otorgarían una mayor credibilidad a la información generada por los programas de monitoreo y la posibilidad de hacer comparaciones entre años sobre una base mejor conformada (Yoccoz et al. 2001, Mackenzie 2005, Nichols y Williams 2006).

En el caso de estudios para una sola especie, la ocupación es un buen sustituto de la abundancia, un parámetro que es bastante más dificultoso y costoso de estimar en forma cuantitativamente rigurosa (MacKenzie y Nichols 2004, Mackenzie et al. 2006). Es posible realizar estimaciones insesgadas del área proporcional ocupada por una especie debida a covariables, tal como en el caso del hábitat y realizar inferencias del efecto de dichas covariables en la abundancia de la especie en estudio (MacKenzie y Nichols 2004). En el caso de la riqueza específica, la composición proporcional de la comunidad en un sitio es análoga a la ocupación de especies (MacKenzie et al. 2006). Además, tal como para una especie, la ocupación proporcional de una comunidad puede estar relacionada con covariables de sitio, donde una alta proporción presente de la comunidad sugiere preferencias en relación a dichas covariables.

Las 244 especies relevadas en los 6 años de monitoreo se agruparon por grupos tróficos funcionales considerando el uso de hábitat de alimentación, en 12 categorías originales, usando algunos criterios e información descriptos por Azpiroz (2003) y Beltzer (2003) y observaciones del comportamiento de forrajeo realizadas en el campo. Luego, estas categorías fueron reagrupadas en categorías en las que sólo se consideró el recurso alimenticio principal, seleccionando 114 especies definidas con claridad en 3 grupos: insectívoras, rapaces (carnívoras y carroñeras) y granívoras típicas (Anexo 1). Las omnívoras no fueron incluidas debido a que están presentes en toda el área y podrían enmascarar los patrones generales de relación entre los roles funcionales y las características del uso del suelo que pretendemos describir. De forma similar, las aves acuáticas no se incluyeron dado que se las registra sólo en el caso en el que un humedal tiene lugar en la ruta, pero el diseño de muestreo regional no fue diseñado para estimar aves acuáticas.

Para estimar la riqueza relativa o composición de la comunidad de aves de los 3 grupos tróficos, proporcional entre años y corrigiendo por la detección incompleta en los relevamientos de campo, se estimó la “ocupación proporcional de cada grupo” (MacKenzie et al. 2006). Se usó a cada ruta como una repetición espacial, cada ruta representó un relevamiento y se registró la detección o no detección de cada especie por grupo.

Basados sobre un análisis previo de los datos (Schrag et al. 2009) y en la experiencia personal, se eligió investigar la relación entre la ocupación del grupo trófico y la proporción de área con cultivos anuales y el índice de vegetación mejorado (“enhanced vegetation index”, IVM). El IVM brinda una comparación permanente y consistente de los cambios temporales y espaciales de la vegetación. Se calculó utilizando la serie de 6 años (enero de 2003 a enero de 2008) de imágenes IVM con una resolución espacial de 250 m del producto MOD13 Q1 (imagen cada 16 días) del sensor MODIS (“moderate-resolution imaging spectroradiometer”). Para cada año se realizó un mosaico correspondiente al área de estudio, sobre el que se superpusieron los puntos de cada ruta de observación de aves y se estimó el índice IVM para cada punto. Luego se estimó una media del índice por ruta y por año.

Para explorar la relación entre la ocupación de aves y la proporción de área con cultivos anuales y el índice de vegetación, las rutas de observación de aves se estratificaron en 3 clases: áreas con <50%, 50-75%, >75% de cultivos anuales (con excepción de 2008, cuando para mantener las 3 clases se utilizó <50%, 50-70%, >70% debido a la disminución de la superficie con cultivos dentro del área de estudio). Para el IVM se estratificaron las rutas en 5 clases: <0.4, 0.41-0.5, 0.51-0.6, 0.61-0.7, >0.7. En 2008, debido a una disminución en los valores IVM, para mantener las 5 clases se dividió la clase <0.4 para incluir los valores de <0.3 y 0.31-0.4.

La ocupación proporcional estimada de cada grupo funcional, por las variables de clases, se estimó usando el programa PRESENCE 2.2 (Hines 2006). Se graficó la ocupación estimada para cada grupo trófico y variable de clase en relación al valor medio de cada una, y se ajustaron modelos de regresión a esos datos. A partir de estos modelos, se extrapolaron las estimaciones de ocupación por ruta en relación a la proporción del área con cultivos e IVM por ruta. Se usó ArcGIS 9.2 (ESRI 2006) para mapear las estimaciones de ocupación por grupos tróficos funcionales en relación a dichas covariables las que georeferenciadas se interpolaron espacialmente usando “inverse distance weighting” (IDW) dentro del área de estudio.

Los grupos funcionales de insectívoras, rapaces y granívoras revelan una asociación negativa significativa con la proporción de área con cultivos anuales ($R^2=0.62$, $P=0.0001$; $R^2=0.42$, $P=0.0035$; $R^2=0.65$, $P<0.0001$, respectivamente) (Figura 5, columna derecha). Estas asociaciones son consistentes entre años (Figura 5, columna izquierda). Sin embargo, la asociación del grupo de las rapaces es más variable que el de las insectívoras, y la pendiente de la regresión menos acentuada que las granívoras, lo cual mostraría una relación ligeramente más débil.

Se modeló espacialmente la estimación de ocupación por porcentaje (%) de área cultivada para el área de estudio para los 3 grupos tróficos funcionales (Anexo 2). Los mapas generados permiten visualizar la ocupación estimada y traducir, eventualmente, la importancia del grupo en relación con los usos de la tierra u otras variables que se pudieran correlacionar con esta estimación (Figuras 6, 7 y 8). La ocupación del grupo de las insectívoras sería mayor en las áreas dominadas por pasturas, pastizales y bosques, y menor en zonas altamente agriculturizadas (Figura 6). de manera similar, la ocupación del grupo funcional de las rapaces, tanto las carnívoras activas como las carroñeras, sería menor (aunque más variable) en las áreas muy agriculturizadas, pero estaría distribuida de manera más homogénea en las áreas ocupadas por los otros tipos de cobertura considerados (Figura 7). El patrón de ocupación por las aves granívoras sería similar que las anteriores, con una menor ocupación en las zonas intensamente agriculturizadas (zona este de Córdoba, sur Santa Fe y norte de Buenos Aires, en particular). Este patrón parecería tener una estabilidad espacio-

temporal entre el período 2007-2008, cuando tanto insectívoras y rapaces parecerían contraer su ocupación espacial (Figura 8).

Un análisis similar, pero relacionando la estimación de ocupación de los 3 grupos funcionales y el índice de vegetación (IVM), nos permitiría poner a prueba la hipótesis que en áreas con estructura de vegetación más compleja (representando condiciones de hábitat más ricos y disponibilidad de recursos positivos), habría una mayor ocupación por las aves de los 3 grupos. La asociación entre la estimación de ocupación de aves insectívoras, rapaces y granívoras e IVM son muy débiles ($R^2=0.20$, $R^2=0.03$ y $R^2=0.15$), respectivamente (Figura 9, columna derecha). Se observa gran variabilidad tanto a escala del gradiente espacial como temporal (Figura 9 columna izquierda). Esto podría significar una gran heterogeneidad en el período del año considerado (enero de cada año), que coincide con los cultivos de verano, con variabilidad en sus estados fenológicos (desde vegetativo a maduro, dependiendo de los cultivos). Por ende, desde el punto de vista de las aves, parecería que la relación con el tipo de cobertura resulta más importante que con las características estructurales de esos tipos de ambientes.

COMENTARIOS FINALES

En la Región Pampeana central, sobre la base de 6 años de datos, no se notaría una declinación muy acentuada en la riqueza de especies de aves con los años. Es preciso considerar que el estudio se llevó a cabo en una región donde las actividades agrícolas se han desarrollado por más de 100 años de manera continua, y es posible que las comunidades se hayan estabilizado a lo largo del tiempo. Probablemente podríamos observar cambios en la riqueza en áreas donde están operando los cambios más notables, en plazos temporales más cortos. Sin embargo, se observa con una primera aproximación de modelado que existe una fuerte relación positiva de la riqueza específica con la cobertura de montes y negativa con la cobertura de cultivos. Harían falta series de datos de más años para poder detectar cambios en el tiempo y/o estudios en escalas espaciales más pequeñas para captar factores que expliquen con mayor detalle las posibles variaciones en la riqueza de aves. Las mismas podrían estar relacionadas, por ejemplo, con características agrícolas en escalas más detalladas, como el tipo de cultivo, presencia de bordes o terrazas con vegetación natural, la presencia de ganado o la altura de las pasturas (Filloy y Bellocq 2007, Codesido et al. 2008, Goijman y Zaccagnini 2008).

Al analizar la ocupación proporcional de las aves en la región en función de los grupos tróficos, observamos que a medida que aumenta el porcentaje del área con cultivos anuales disminuye la ocupación por aves insectívoras y rapaces. Las aves insectívoras constituyeron el grupo más numeroso de especies relevadas en la región estudiada. Este grupo podría resultar afectado por la simplificación ambiental y por la pérdida de hábitat ejercidas por la intensificación de los cultivos (Filloy y Bellocq 2007, Goijman et al. 2008, Goijman y Zaccagnini 2008). Asimismo, las aves insectívoras podrían ser afectadas por el uso excesivo de insecticidas que alteran de manera directa la disponibilidad de recurso alimenticio (Goijman et al. 2008). Este grupo de aves es muy vulnerable a los insecticidas debido a su rol funcional de consumir artrópodos, y a pesar que las aves insectívoras pueden estar alimentándose en varios tipos de ambientes, los ambientes en los que no se aplicaron agroquímicos estarían sujetos a la deriva de estos venenos. En las áreas cultivadas de la Región Pampeana, el uso de agroquímicos para el control de plagas insectiles

es muy importante, no sólo en sus dosis recomendadas, sino también en dosis inadecuadas, en función del porcentaje elevado (>60%) de uso incorrecto de selección de principios activos en la región (Zaccagnini 2006). Por último, el grupo de aves insectívoras podría verse afectado por el uso excesivo de los herbicidas, que afectan extensas áreas no cultivables de bajos, bordes, campos en descanso, etc., y destruyen así el hábitat para gran variedad de aves que utilizan dichos ambientes como refugio, sitios de alimentación, conectores y en especial para reproducción. De esta manera se impide que las aves mantengan sus poblaciones en niveles suficientes como para ejercer sus servicios ecosistémicos. Los impactos de pérdida de hábitat y efectos directos o indirectos no deseados de agroquímicos, ponen claramente en riesgo a las aves insectívoras y, en consecuencia, a las posibilidades de proveer el servicio de depredación y control de plagas.

Las aves rapaces (carnívoras y carroñeras) son frecuentes en los agroecosistemas pampeanos, pero menos en la zona eminentemente agrícola. Estos grupos son sensibles a la disponibilidad y a la dinámica de las presas de las que se alimentan. Esto sugiere que ciertos factores que operan sobre dicha disponibilidad podrían afectar su distribución y abundancia. Estos factores podrían ser de grano grueso, como las características del paisaje, complejidad estructural de mismo, características climáticas, o de grano fino, como la disponibilidad de presas, control de plagas de invertebrados y vertebrados, disponibilidad y heterogeneidad de hábitats y de vegetación (Smallwood et al. 1996). Por otro lado, los efectos del uso de la tierra sobre éste grupo podrían estar enmascarados debido a la plasticidad en la dieta de algunas especies como la lechucita de las vizcacheras (*Athene cunicularia*) y el aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), que también se alimentan de artrópodos y que podrían estar favorecidas por el aumento de la superficie de cultivos. Asimismo, la interacción entre factores podría potenciar los efectos negativos sobre las especies de aves rapaces. Como emblema, podemos ilustrar con el caso del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), que mientras está invernando en América del Sur consume fundamentalmente gran cantidad de artrópodos [ortópteros (tucuras y langostas), larvas de lepidópteros, coleópteros y odonatos], muchos de ellos plagas. Mientras tanto, cuando el aguilucho se reproduce en América del Norte se alimenta en gran medida de roedores asociados a la producción agrícola, y esto constituye probablemente un servicio ecológico de control de especies problemáticas. Esta especie corrió un peligro serio de reducción poblacional entre 1995 y 2003, cuando miles de individuos murieron a consecuencia del uso masivo de monocrotofos (Goldstein et al. 1996, 1999a, 1999b.). Esto muestra que hay situaciones asociadas a la producción agropecuaria que, sin intencionalidad pero con causalidad, puede empobrecer la riqueza funcional de la biodiversidad que contribuye a su productividad (Canavelli y Zaccagnini 1996, Hooper et al. 1999, 2002, Sarasola 2007).

Por último, las aves granívoras, en general, son muy exitosas en su abundancia y ocupación del espacio agropecuario dado que muchas de ellas están pre-adaptadas a la granivoría (Wiens y Johnston 1977), y son beneficiadas con los cambios en los agroecosistemas pampeanos y con el aumento de cultivos anuales (Codesido et al. 2008). En este caso, los servicios de provisión de recursos en la región serían discutidos porque, por un lado, podrían constituir recursos económicos interesantes para los productores que las usen como tal (e.g., presa de caza deportiva). Sin embargo, por otro lado podrían ser percibidas como plagas de las actividades agropecuarias (en los casos que entran en conflicto con las actividades agropecuarias). Una excepción la constituirían las aves granívoras típicas de pastizales, por ejemplo, que se han adaptado a los ambientes cultivados pero que han perdido gran parte de sus hábitats reproductivos (Isaach y Martínez 2001, Di Giacomo 2002). De allí la importancia de considerar las variaciones en las respuestas a nivel de especie dentro de cada grupo. Por ejemplo, dentro de las aves granívoras podrían existir

especies asociadas de manera negativa al aumento de la superficie ocupada por cultivos (como *Zenaidura macroura*, a pesar de ser considerada plaga para los cultivos, o las especies del género *Sporophila* más asociadas a pastizales naturales, de manera positiva como *Columbina picui*, o de manera neutra como *Myopsitta monachus*) (Canavelli et al., sin publicar). No obstante eso, estas diferencias podrían deberse, entre otros factores, a la respuesta de las aves a variables locales más que regionales, como el tipo de cultivo o la presencia de ganado y/o altura del pasto en el caso de pasturas (Fillooy y Bellocq 2007).

El aumento del porcentaje de la superficie cubierta por cultivos anuales parecería afectar negativamente la ocupación de la región por especies de aves, sean insectívoras, rapaces o granívoras. Si bien podrían existir diferencias entre las especies de aves dentro de cada grupo, con algunas especies respondiendo de manera positiva a los cambios en los agroecosistemas, otras de manera negativa y otras con indiferencia, existiría una tendencia general a disminuir la ocupación por las aves a medida que aumenta la superficie con cultivos (Fillooy y Bellocq 2007, este trabajo).

A fin de contribuir a una mayor sustentabilidad productiva y ambiental, sería fundamental considerar los servicios ecosistémicos que pueden ofrecer las aves a las actividades agropecuarias como un elemento más en la toma de decisiones de manejo y en la selección de estrategias tecnológico-productivas que minimicen los impactos y maximicen los beneficios funcionales del sistema productivo (Taylor Lovell y Johnston 2009). De manera complementaria, y como una forma de evitar los problemas asociados a la consideración del valor de provisión de los servicios ecosistémicos como criterio indispensable o dicotómico (i.e., lo que no tiene valor humano no debería ser conservado), sería aconsejable realizar proyecciones sobre los futuros cambios en los usos de las tierras y evaluar, dentro de escenarios, la efectividad de las estrategias de manejo y protección ambiental sobre la biodiversidad (Wiens, comunicación personal). Y, consecuentemente, analizar la compatibilidad entre las decisiones y actividades humanas y la conservación de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por INTA Proyecto Nacional #745, AERN 2622 y AERN 2624 y el USFWS Grant 98210-1-G958 y NMBCA Grant #2534. El INTA CIRN-IRB facilitó el trabajo de J. Thompson. Jimena Damonte y Laura Solari, asistieron en la búsqueda de bibliografía. Se agradece muy especialmente a todos los observadores de campo que participan en el monitoreo regional de aves desde 2002 hasta el presente, así como a los revisores de este manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pp: 267-281 en Petrov, B.N. y F. Csaki (eds.). Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.

Alcamo, J., E.M. Bennett, Millennium Ecosystem Assessment (Program). 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Anderson, D.R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. Wildlife Society Bulletin 29:1294-1297.

Azpiroz, A.B. 2003. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo. Uruguay.

Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation. Pp. 74-104 en: Norris, K. y D. Pain (eds.). Conserving bird biodiversity: general principles and their application. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Beltzer, A.H. 2003. Aspectos tróficos de la comunidad de aves de los esteros del Iberá. Pp. 257-272 en: Álvarez, B.B. (ed.). Fauna del Iberá - Avifauna. Corrientes, Eudene. 1ª. ed.

Bennett, A.F., J.Q. Radford y A. Haslem. 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. Biological Conservation 133:250-264.

Benton, T.G., J.A. Vickery y J.D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology and Evolution 18(4):182-188.

Bilenca, D., M. Codesido y C. González Fischer. 2009. Cambios en la fauna pampeana. Ciencia Hoy 18:8-17.

Brown, P.R., N.I. Huth, P.B. Banks y G.R. Singleton. 2007. Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. Agriculture Ecosystems and Environment 120:405-415.

Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, Springer. New York. EE.UU.

Calamari, N.C., S.B. Canavelli y M.E. Zaccagnini. 2005. Monitoreo de aves en la región pampeana usando muestreo de distancias y herramientas de SIG. XI Reunión Argentina de Ornitología. Buenos Aires, Argentina. 7-10 de septiembre de 2005.

Canavelli, S. y M.E. Zaccagnini. 1996. Mortandad de Aguilucho Langostero (*Buteo swainsoni*) en la Región Pampeana: Primera Aproximación al Problema. INTA, Informe de Proyecto. Pp. 52.

Canavelli, S.B., M. Bechard, B. Woodbridge, M. Kochert, J.J. Maceda, et al. 2003. Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. Journal of Raptor Research 37(2):125-134.

Canavelli, S.B., M.E. Zaccagnini, F.F. Rivera-Milan y N.C. Calamari. 2003. Bird population monitoring as a component of pesticide risk assessment in Argentine agroecosystems. 3rd Wildlife International Management Congress. Christchurch, New Zeland. December 1-5, 2003.

Caro, T.M. y G.O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. Conservation Biology 13:805-814.

Codesido, M., C.G. Fischer y D. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. Ornitología Neotropical 19:575-585.

Dale, V.H., K.L. Kline, J. Wiens y J. Fargione. 2010 Biofuels: Implications for Land Use and Biodiversity. Biofuels and Sustainability Reports. Ecological Society of America. EE.UU.

Devault, T.L., O.E. Rhodes y J.A. Shivik. 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. Oikos 102:225-234.

Devictor, V. y F. Jiguet. 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment 120:179-184.

Di Giácomo, A. 2002. Importancia del hábitat de borde de cultivo para las aves silvestres en un ecosistema agrícola de la Argentina. Tesis de Licenciatura, Univ. de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Donald, P.F., R.E. Green y M.F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society B. 268:25-29.

ESRI. 2005. ArcMap Version 9.1. Environmental Systems Research Institute (ESRI), Inc., Redlands, CA, EE.UU.

Fayt, P., M.M. Machmer y C. Steeger. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers: a literature review. Forest Ecology and Management 206:1-14.

Filloy, J. y M.I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. Hornero 22:131-140.

Gaston, K.J. 2010. Valuing Common Species. Science 327:154-155.

Goijman, A.P y M.E. Zaccagnini. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. Hornero 23(2):67-76.

Goijman, A.P., J.J. Thompson y M.E. Zaccagnini. 2008. Bordes de campos cómo hábitat para las aves a lo largo del ciclo de cultivo de soja en Entre Ríos, Argentina. XXIII Reunión Argentina de Ecología. San Luís, Argentina. 25 al 28 de noviembre de 2008.

Goldstein, M., B. Woodbridge, M.E. Zaccagnini, S.B. Canavelli y A. Lanusse. 1996. Assessment of Mortality Incidents of Swainson's Hawks on Wintering Grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 30:106-107.

Goldstein, M., T.E. Lacher, B. Woodbridge, M. Bechard, S. B. Canavelli, et al. 1999a. Monocrotophos-Induced Mass Mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8:201-214.

Goldstein, M., T.E. Lacher, M.E. Zaccagnini, M.I. Parker y M. Hooper. 1999b. Monitoring and Assessment of Swainson's Hawks in Argentina Following Restrictions on Monocrotophos Use. 1996-97. *Ecotoxicology* 8:215-224.

Gregory, R.D., D. Noble, R. Field, J. Marchant, M. Raven, et al. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13:11-24.

Hector, A. y R. Bagchi. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448:188-190.

Hines, J.E. 2006. Presence2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. En: USGS-PWRC 2006 Reston, VA:USGS-PWRC. www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html (último acceso: 08/11/2010).

Hooper, M.J., P. Mineau, M.E. Zaccagnini, G. Winegrad y B. Woodbridge. 1999. Monocrotophos and the Swainson's hawks. *Pesticide Outlook* 10:89-128.

Hooper, M., P. Mineau, M.E. Zaccagnini y B. Woodbridge 2002. Pesticides and International Migratory Bird Conservation. Pp. 737-753 en: Hoffman, D.J., B.A. Rattnes, G.A. Burton y J. Cairns Jr. (eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. Chapter 25. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton. Florida. EE.UU.

Isacch, J.P. y M.M. Martínez. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de Paja Colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12:345-354.

Jones, G.A., K.E. Sieving y S.K. Jacobson. 2005. Avian diversity and functional insectivory on north-central Florida farmlands. *Conservation Biology* 19:1234-1245.

Kirk, D.A., M.D. Evenden y P. Mineau. 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. *Current Ornithology* 13:175-269.

Kremen, C. y R.S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.

Lant, C.L., J.B. Ruhl y S. Kraft. 2008. The Tragedy of Ecosystem Services. *BioScience* 58:969-974.

Lawler, J.L., T.H. Tear, C. Pyke, M.R. Shaw, P. González, et al. 2010. Resource management in a changing and uncertain climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:35-43.

Lemoine, N., H.G. Bauer, M. Peintinger y K. Böhning-Gaese. 2007. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* 21:495-503.

Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey et al. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press. San Diego, CA. EE.UU.

Moonen, A.C. y P. Barberi. 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:7-21.

Nichols, J.D. y B.K. Williams. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:668-673.

Oosterheld, M. 2005. Los cambios de la agricultura argentina y sus consecuencias. *Ciencia Hoy* 15:6-12.

Padoa-Schioppa, E., M. Baietto, R. Massa y L. Bottoni. 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicator* 6:83-93.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.

Piacenza, M.F., I. Simone, G.E. Calderón, M.C. Provencal y J.J. Polop. 2009. Cambios en el uso del suelo: Tipos de cultivos y abundancia de *Calomys musculinus* en zonas con distinta incidencia de Fiebre Hemorrágica Argentina (FHA). *Actas II Reunión Argentina de Ecología del paisaje*.

R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. www.R-project.org (último acceso: 08/11/2010).

Remsen Jr., J.V. y K.R. Scott. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Studies in Avian Biology* 13:144-160.

Rivera Milan, F.F., M.E. Zaccagnini y S.B. Canavelli. 2004. Field trials of line transect surveys of bird carcasses in agroecosystems of Argentina's Pampas region. *Wildlife Society Bulletin* 32:1219-1228.

Robertson, P. y S.M. Swinton. 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:28-46.

- Sarasola, J.H., M.A. Galmes y M.A. Santillan. 2007. Ecología y conservación del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) en Argentina. *Hornero* 22:173-184.
- Schrag A.M., M.E. Zaccagnini, N. Calamari y S. Canavelli. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132:135-142.
- Sekercioglu, C.H., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Science* 101:18042-18047.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464-471.
- Smallwood, S.K., B.J. Nakamoto y S. Geng. 1996. Association Analysis of Raptors in a Farming Landscape. Pp. 176-190 en: Bird, D., D. Varland y J. Negro (eds.). *Raptors on Human Landscapes*. Academic Press. Londres.
- Taylor Lovell, S. y D.M. Johnston. 2009. Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7. doi.1890/070178.
- Tremblay, A., P. Mineau y R.K. Stewart. 2001. Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:143-152.
- Uhl, C. 1989. Restoration of degraded lands in the Amazonian basin. En: Wilson Biodiversity, E.O. (ed.). *National Academia Press*, Washington, D.C. EE.UU.
- Whelan, C.J., D.G. Wenny y R.J. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Science* 1134: 25-60.
- Wiens, J.A. y R.F. Johnston. 1977. Adaptive correlates of granivory in birds. Pp. 301-334 en: Pinowski, J. y S.C. Kendeigh (eds.). *Granivorous birds in ecosystems: their evolution, populations, energetics, adaptations, impact and control*. International Biological Programme 12. Cambridge University Press. New York. EE.UU.
- Wiens, J.A. 1976. Population Responses to Patchy Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:81-120.
- Wiens, J.A. 2007. The dangers of black-and-white conservation. *Conservation Biology* 21:1371-1372.
- Wiens, J.A. y M. Moss. 2005. *Issues and Perspectives in landscape Ecology*. Studies in Landscape Ecology. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Wiens, J.A., B. Van Horne y B.R. Noon. 2002. Integrating landscape structure and scale into natural resource management. Pp. 23-67 en: Lui, J. y W.W. Taylor (eds.). *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, New York. EE.UU.
- Williams, C.K., R.D. Applegate, R.S. Lutz y D.H. Rusch. 2000. A comparison of raptor densities and habitat use in Kansas cropland and rangeland ecosystems. *Journal of Raptor. Research*. 34:203-209.
- Yoccoz, N.G., J.D. Nichols y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16:446-453.
- Zaccagnini, M.E. 2006. ¿Por qué monitoreo ecotoxicológico de diversidad de aves en sistemas productivos? Pp. 69-89 en: Larrea (ed.). *INTA Expone 2004. Conferencias presentadas en el Auditorio Ing. Agr. Guillermo Covas. Volumen III*. Ediciones INTA.
- Zaccagnini, M., S. Canavelli, N. Calamari y A.M. Schrag. 2010. Regional Bird Monitoring as a Tool for Predicting the Effects of Land Use and Climate Change on Pampas Biodiversity. Pp. 39-52 en: Dallmeier, F., A. Fenech, D. Maciver y R. Szaro (eds.). *Climate Change, Biodiversity, and Sustainability in the Americas: Impacts and Adaptations*. Washington, D.C. Smithsonian Institution Scholarly Press and Rowman & Littlefield Publishers, Inc. EE.UU.

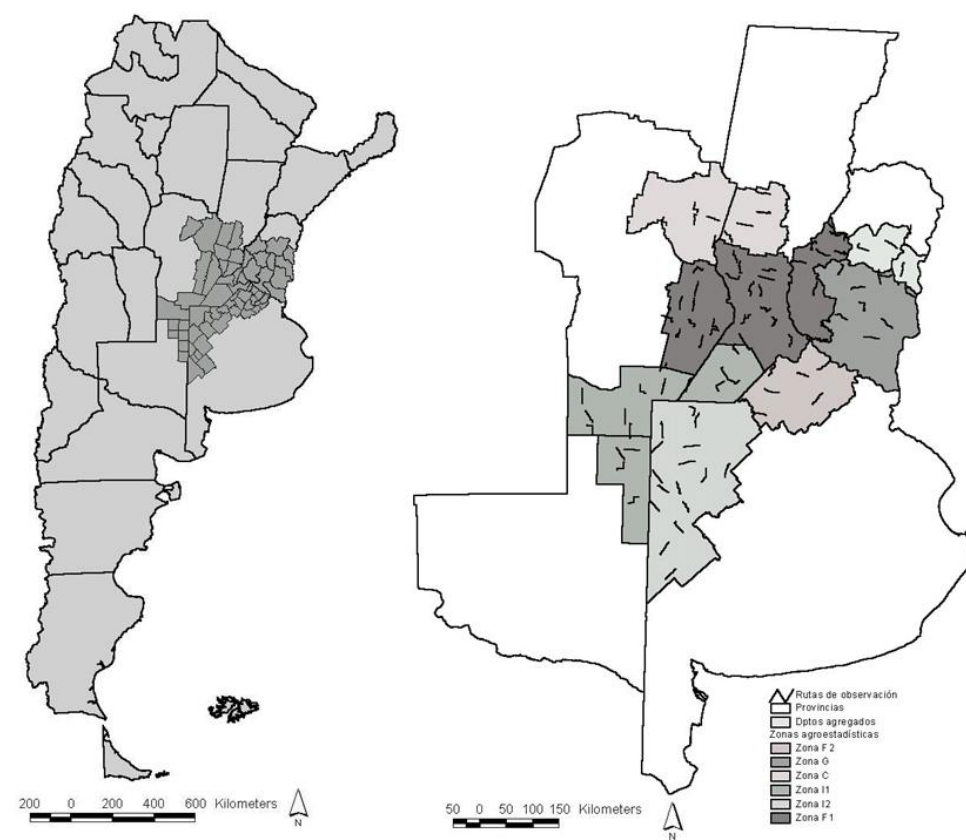


Figura 1. Área cubierta por el monitoreo regional de aves en las cinco provincias de la región central de Argentina, las áreas agroestadísticas del INDEC y las transectas de 30 km recorridas. Superficie relevada = 255000 km²; área efectivamente muestreada 202000 ha.

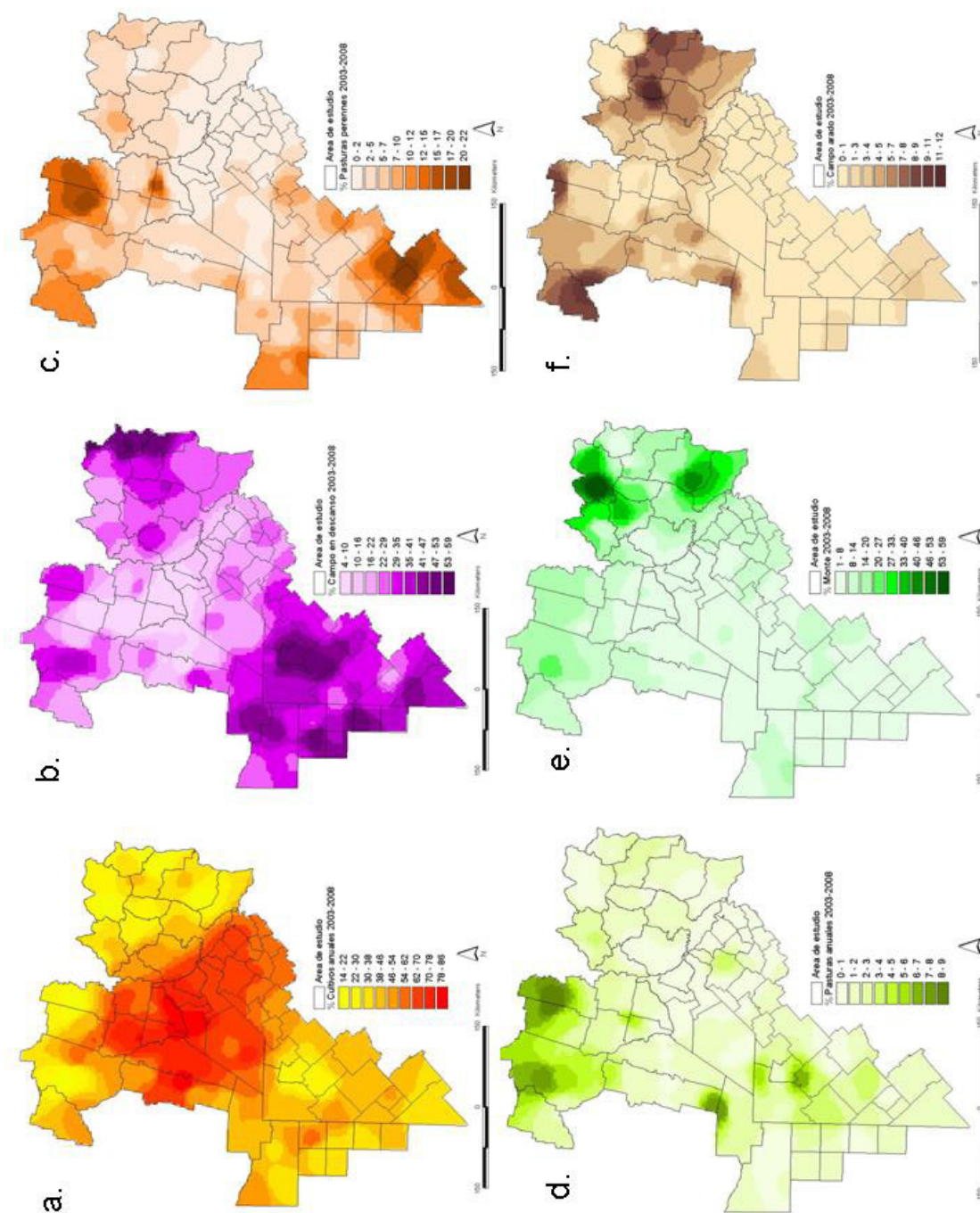


Figura 2. Usos de la tierra promedio en la región pampeana central, resultantes del relevamiento de campo entre 2003 y 2008: a: cultivos anuales, b: campos en descanso, c: pasturas perennes, d: pasturas anuales, e: montes, f: campos arados.

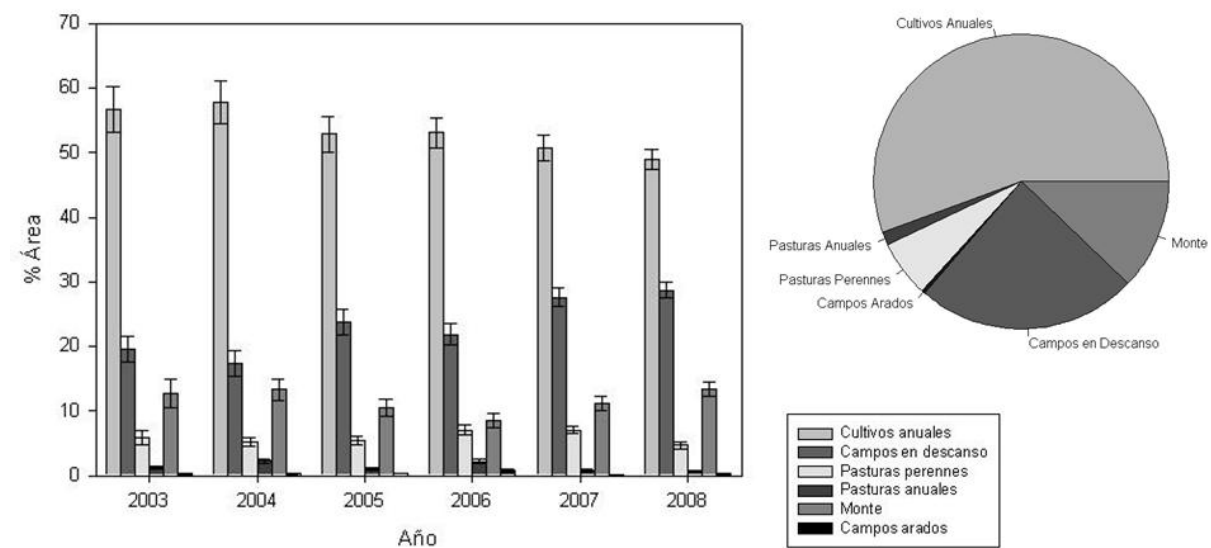


Figura 3. Porcentaje de área con distintos usos de la tierra ($\pm$ ES) en la Región Pampeana central entre 2003 y 2008, y el promedio de los 6 años.

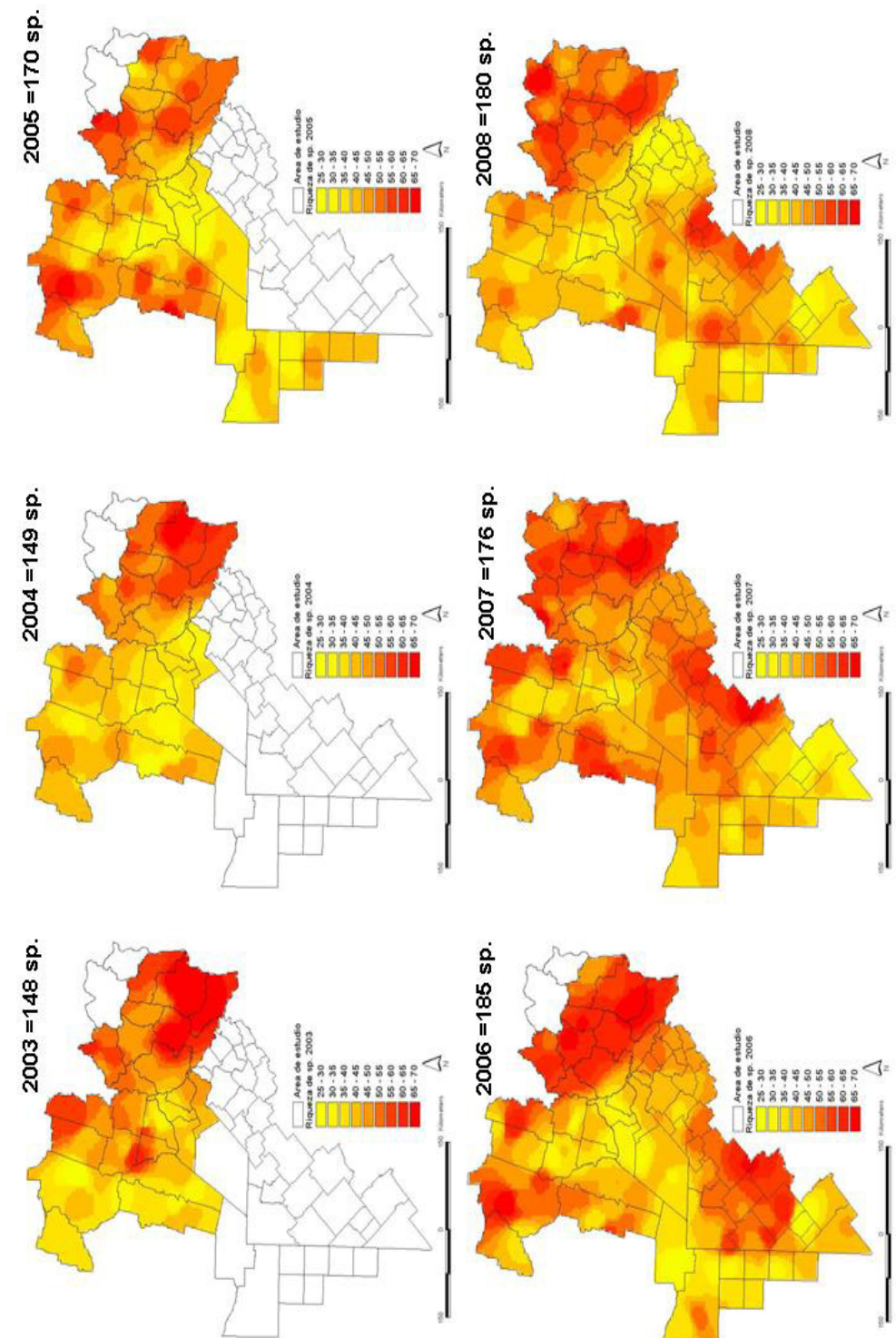


Figura 4. Distribución espacio-temporal de la riqueza de especies de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana central entre 2003-2008

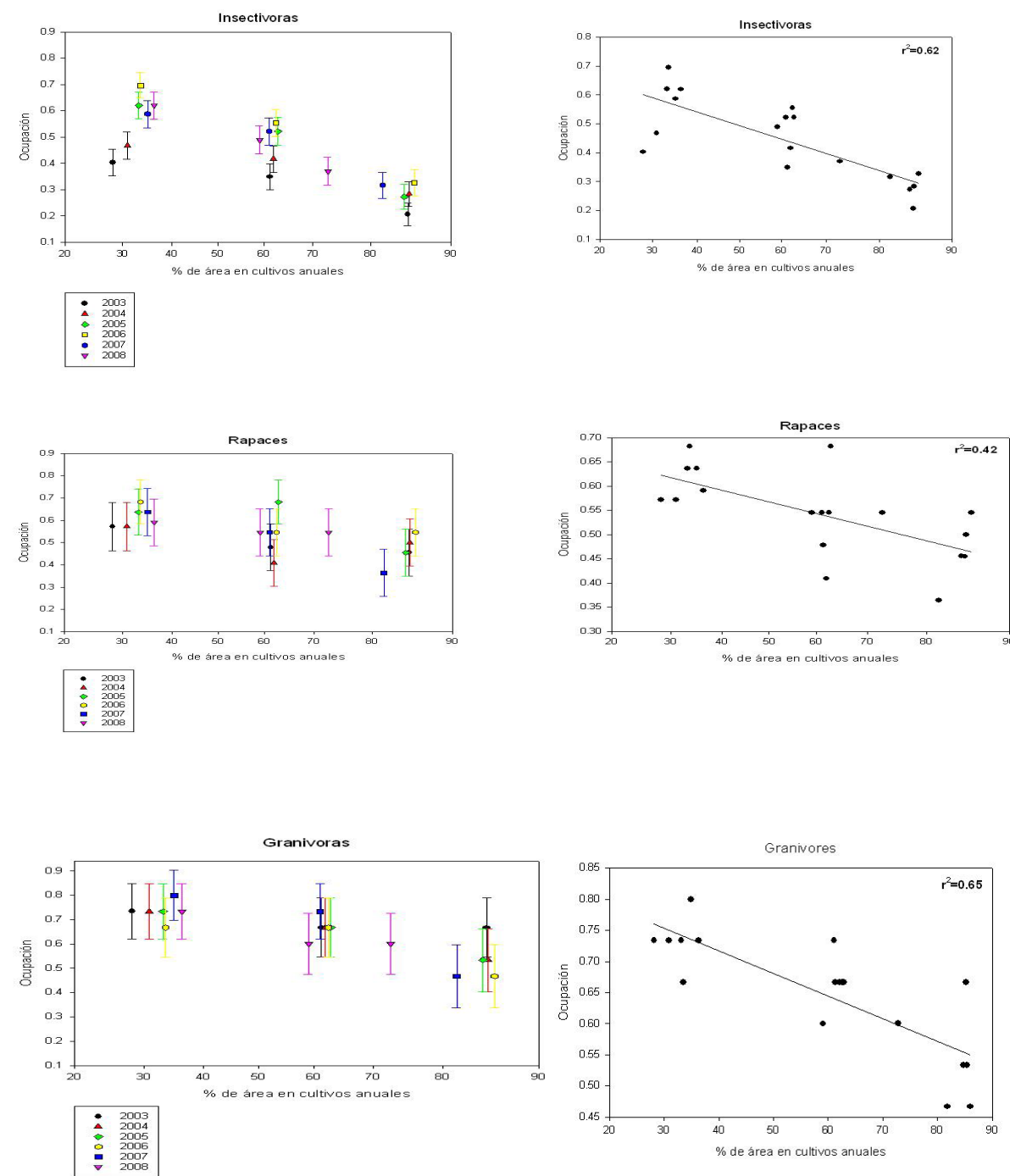


Figura 5. Relación temporal entre la ocupación por grupos tróficos funcionales de aves a: insectívoros, b: rapaces/carroñeros, c: granívoros, en relación a la proporción de área con cultivos en el área de estudio. Los paneles de la derecha representan el ajuste a un modelo lineal de la proporción de la ocupación estimada entre los 6 años analizados en relación al porcentaje de cultivos anuales.

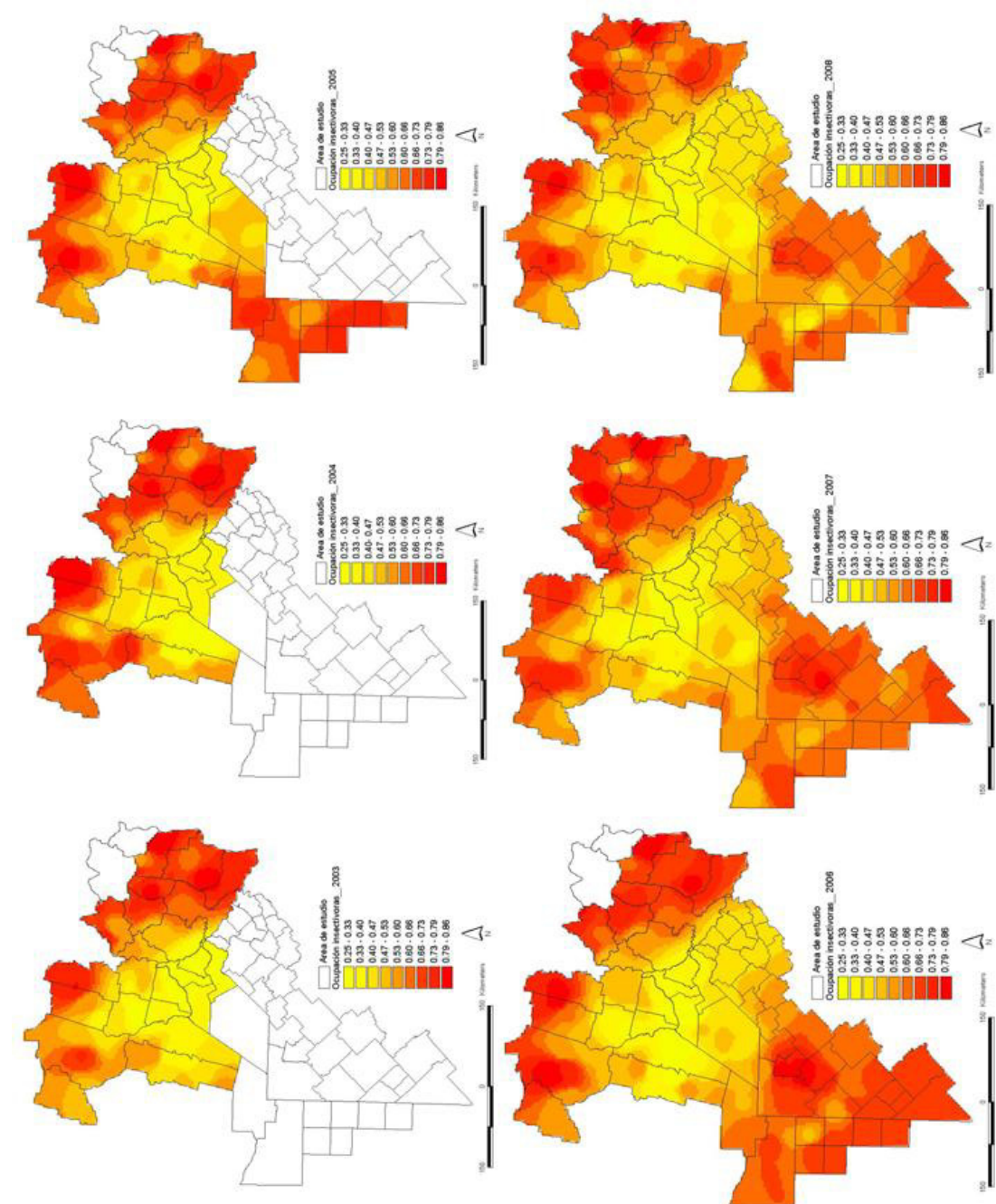


Figura 6. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves insectívoras en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

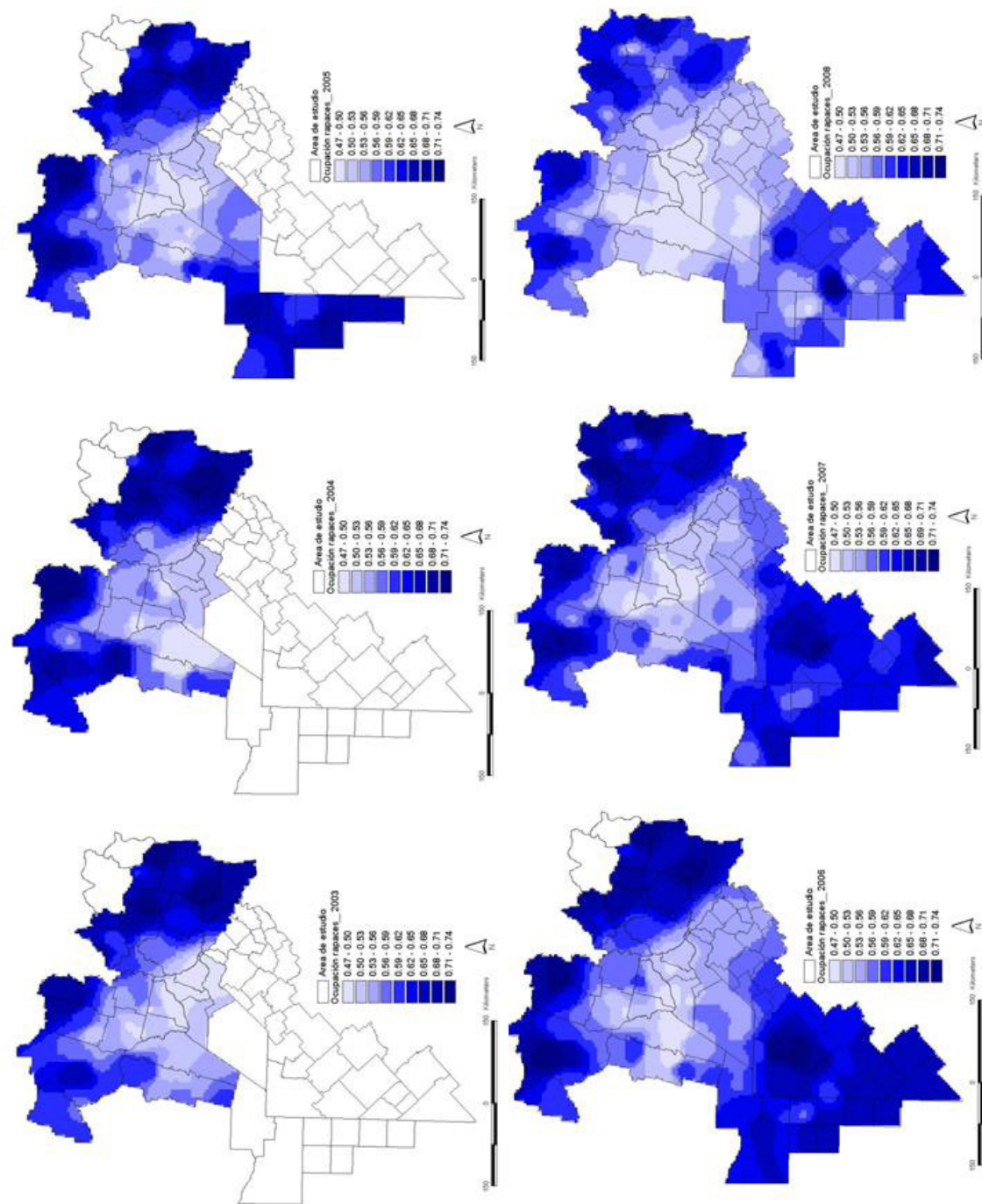


Figura 7. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves rapaces en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

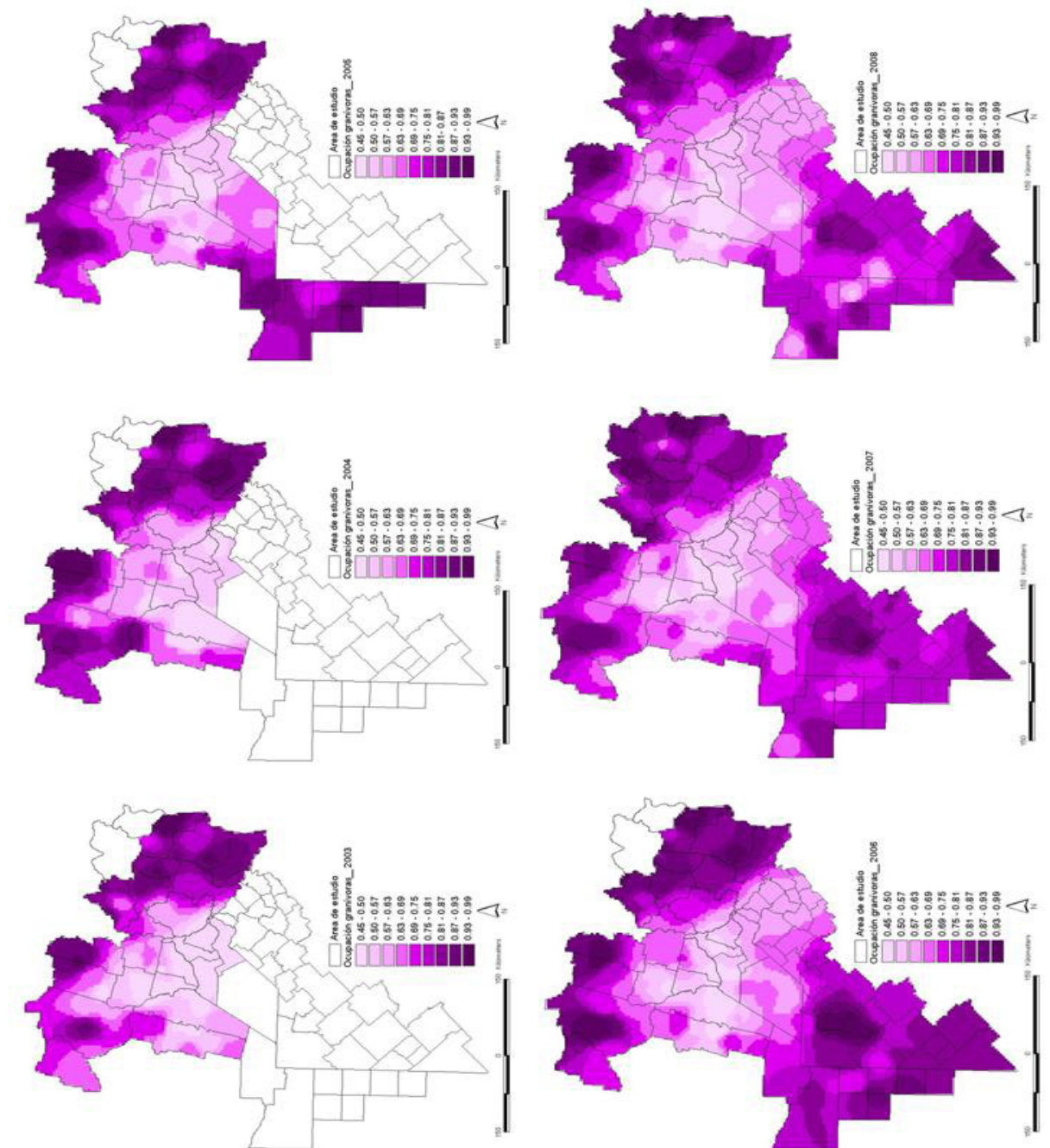


Figura 8. Estimación de la proporción de ocupación espacial por el grupo trófico de aves granívoras en función del porcentaje de área con cultivos anuales.

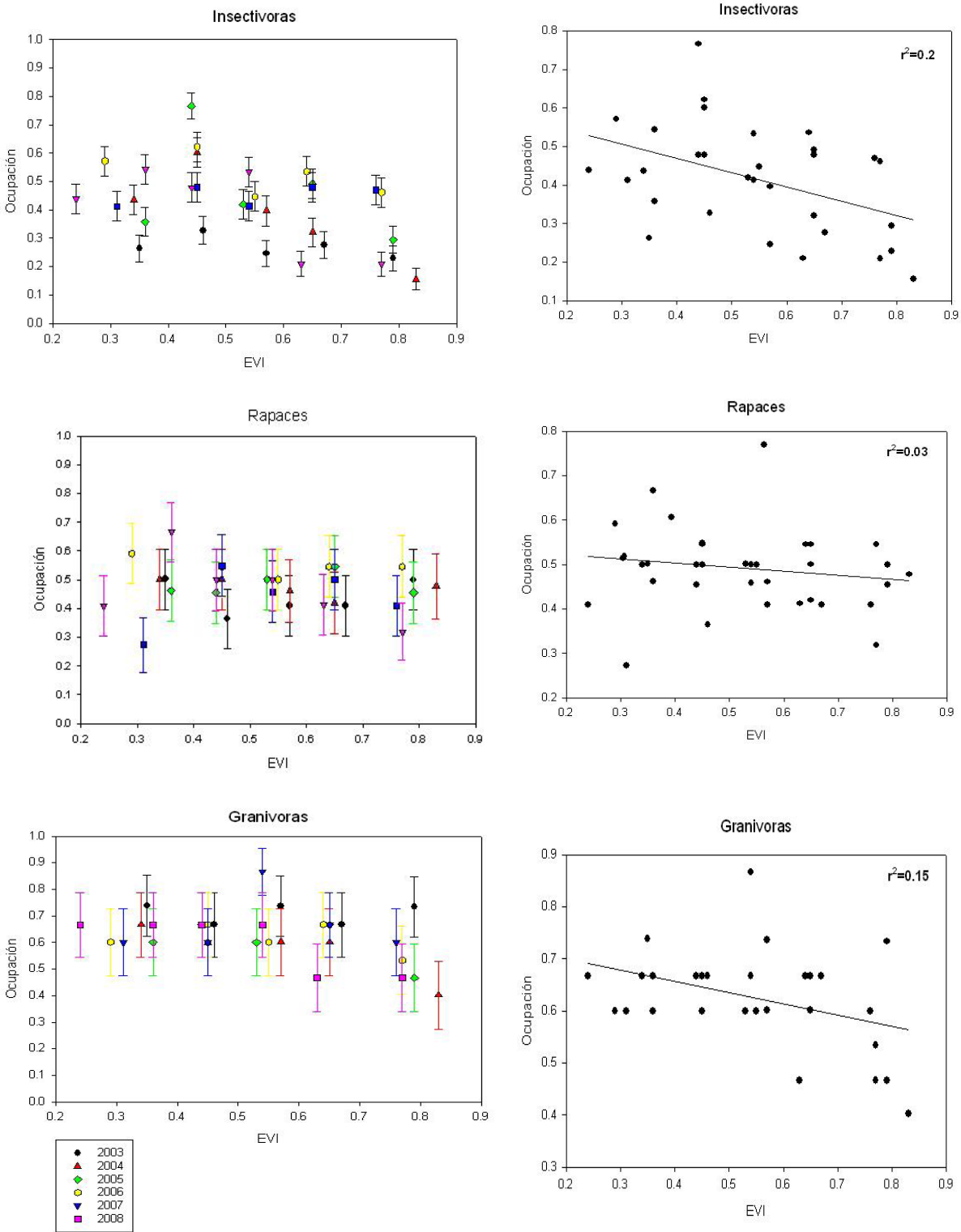


Figura 9. Relación temporal entre la ocupación por grupos tróficos funcionales de aves a: insectívoros, b: rapaces/carroñeros, c: granívoros, en relación al Índice de Vegetación (EVI). Los paneles de la derecha representan el ajuste a un modelo lineal de la proporción de ocupación estimada entre los 6 años analizados en relación al EVI.

ANEXO

1. Lista de especies incluidas dentro de cada Grupo Funcional de aves analizado. En **negrita**, las especies focales en el monitoreo anual regional.

Grupo funcional insectívoros		Grupo funcional rapaces/carroñeras		Grupo funcional granívoras	
Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre vulgar	Nombre científico
Canastero chaqueño	<i>Asthenes baeri</i>	Aguilucho alas largas	<i>Buteo albicaudatus</i>	Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>
Espartillero pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>	Taguató común	<i>Buteo magnirostris</i>	Paloma manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>
	<i>Asthenes sp.</i>	Aguilucho común	<i>Buteo polyosoma</i>	Picazuró	<i>Patagioenas picazuro</i>
Curutié rojizo	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	Aguilucho langostero	<i>Buteo swainsoni</i>	Torcacita común	<i>Columbina picui</i>
Curutié blanco	<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	Aguila negra	<i>Buteogallus urubitinga</i>	Yerutí frente blanca	<i>Leptotila rufaxilla</i>
Coludito copetón	<i>Leptasthenura platenses</i>	Aguilucho colorado	<i>Buteogallus meridionalis</i>	Yerutí común	<i>Leptotila verreauxi</i>
Espino chico	<i>Phacellodomus sibilatrix</i>	Gavilán planeador	<i>Circus buffoni</i>	Paloma mediana	<i>Zenaida auriculata</i>
	<i>Phacellodomus sp.</i>	Milano blanco	<i>Elanus leucurus</i>	Corbatita común	<i>Sporophila caerulescens</i>
Espino pecho manchado	<i>Phacellodomus striatocollis</i>	Milano cabeza gris	<i>Leptodon cayanensis</i>	Capuchino corona gris	<i>Sporophila cinnamomea</i>
Espino grande	<i>Phacellodomus ruber</i>	Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Dominó	<i>Sporophila collaris</i>
Junquero	<i>Phleocryptes melanops</i>	Jote cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>	Capuchino canela	<i>Sporophila minuta</i>
Chotoy	<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	Jote cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>	Capuchino de garganta café	<i>Sporophila ruficollis</i>
Espartillero enano	<i>Spartonoica maluroides</i>	Halcón plumizo	<i>Falco femoralis</i>		<i>Sporophila sp.</i>
Pijú cola parda	<i>Synallaxis albens</i>	Halcón peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	Loro cabeza azul	<i>Aratinga acuticaudata</i>
Pijú frente gris	<i>Synallaxis frontalis</i>	Halconcito común	<i>Falco sparverius</i>	Cotorra común	<i>Myopsitta monachus</i>
	<i>Synallaxis sp.</i>	Chimango	<i>Milvago chimango</i>		
Arañero Cara Negra	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Halconcito gris	<i>Spizapteryx circuncincta</i>		
Tacuarita azul	<i>Poliptila dumicola</i>	Carancho	<i>Caracara plancus</i>		
Chororó	<i>Taraba major</i>	Lechuzón de campo	<i>Asio flammeus</i>		
Choca común	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Lechucita de las vizcacheras	<i>Athene cunicularia</i>		
Ratona aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	Caburé chico	<i>Glaucidium brasilianum</i>		
Tacuarita común	<i>Troglodytes aedon</i>	Lechuza de campanario	<i>Tyto alba</i>		
Viudita común	<i>Knipolegus aterrimus</i>				
Tijerilla	<i>Xenopsaris albinucha</i>				
Cachudito pico amarillo	<i>Anairetes falvirostris</i>				
Piojito silvador	<i>Camptostoma obsolotum</i>				
Flofio pico corto	<i>Elaenia parvirostris</i>				
Flofio grande	<i>Elaenia spectabilis</i>				
Barullero	<i>Euscarthmus meloryphus</i>				
Titiriji comun	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>				
Viudita plumiza	<i>Knipolegus striaticeps</i>				
Mosqueta pecho rayado	<i>Myiophobus fasciatus</i>				
Tachurí canela	<i>Polystictus pectoralis</i>				
Doradito oliváceo	<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>				
Doradito pardo	<i>Pseudocolopteryx dinellianus</i>				
Doradito común	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>				
Doradito copetón	<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>				
Suirirí amarillo	<i>Satrapa icterophrys</i>				
Piojito gris	<i>Serpophaga nigricans</i>				
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>				
Juan chiviro	<i>Cyclarhis gujanensis</i>				

Chiví común	<i>Vireo olivaceus</i>				
Picaflor común	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>				
Picaflor garganta blanca	<i>Leucochloris albicollis</i>				
Picaflor bronceado	<i>Hylocharis chrysura</i>				
Chincheró grande	<i>Drymornis bridgesii</i>				
Leñatero	<i>Anumbius annumbi</i>				
Crestudo	<i>Coryphistera alaudina</i>				
Hornero copetón	<i>Furnarius cristatus</i>				
Hornero común	<i>Furnarius rufus</i>				
Cacholote castaño	<i>Pseudoseisura lophotes</i>				
Bandurrita chaqueña	<i>Upucerthia certhioides</i>				
Cachirla chaqueña	<i>Anthus chacoensis</i>				
Cachirla común	<i>Anthus correndera</i>				
Cachirla uña corta	<i>Anthus furcatus</i>				
Cachirla chica	<i>Anthus lutescens</i>				
Cachirla	<i>Anthus sp.</i>				
Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>				
Picabuey	<i>Machetornis rixosa</i>				
Viudita blanca	<i>Fluvicola albiventer</i>				
Tuquito gris	<i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i>				
Monjita dominica	<i>Xolmis dominicana</i>				
Burlisto cola rojiza	<i>Myiarchus swainsoni</i>				
Benteveo rayado	<i>Myiodynastes maculatus</i>				
Benteveo común	<i>Pitangus sulphuratus</i>				
Churrinche	<i>Pyrocephalus rubinus</i>				
Suirirí	<i>Suirirí sp.</i>				
Suirirí común	<i>Suirirí suirirí</i>				
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>				
Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>				
Monjita gris	<i>Xolmis cinereus</i>				
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>				
Ñacundá	<i>Podager nacunda</i>				
Golondrina tijerita	<i>Hirundo rustica</i>				
Golondrina barranquera	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>				
Golondrina rabadilla canela	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>				
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>				
Golondrina doméstica	<i>Progne chalybea</i>				
Golondrina negra	<i>Progne elegans</i>				
Golondrina negra	<i>Progne modesta</i>				
Golondrina cabeza rojiza	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>				
Golondrina ceja blanca	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>				
Golondrina patagónica	<i>Tachycineta mellen</i>				
Chincheró chico	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>				
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>				
Carpintero real	<i>Colaptes melanochloros</i>				
	<i>Colaptes sp.</i>				
Carpintero de los cardones	<i>Melanerpes cactorum</i>				
Carpintero blanco	<i>Melanerpes candidus</i>				
Carpintero bataráz	<i>Veniliornis mixtus</i>				
Carpinterito común	<i>Picumnus cirratus</i>				

2. Modelos de ocupación de aves. A. Insectívoras, B. Rapaces/carroñeras, C. Granívoras, según la proporción de área en cultivos anuales dentro del área de estudio.

A. Insectívoras	Modelo estimación de ocupación (psi)	R ²
2003	0.5129 - 0.0033 (% área en cultivos anuales)	0.88
2004	0.5848 - 0.0033 (% área en cultivos anuales)	0.89
2005	0.8645 - 0.0065 (% área en cultivos anuales)	0.89
2006	0.9474 - 0.0070 (% área en cultivos anuales)	0.96
2007	0.8094 - 0.0056 (% área en cultivos anuales)	0.88
2008	0.8703 - 0.0067 (% área en cultivos anuales)	0.98
B. Rapaces / carroñeras		
2003	0.6240 - 0.0021 (% área en cultivos anuales)	0.95
2004	0.5844 - 0.0015 (% área en cultivos anuales)	0.27
2005	0.7852 - 0.0032 (% área en cultivos anuales)	0.48
2006	0.7535 - 0.0027 (% área en cultivos anuales)	0.80
2007	0.8547 - 0.0057 (% área en cultivos anuales)	0.94
2008	0.6346 - 0.0013 (% área en cultivos anuales)	0.48
C. Granívoras		
2003	0.7599 - 0.0012 (% área en cultivos anuales)	0.83
2004	0.8577 - 0.0036 (% área en cultivos anuales)	0.93
2005	0.8722 - 0.0038 (% área en cultivos anuales)	0.92
2006	0.8224 - 0.0037 (% área en cultivos anuales)	0.70
2007	1.0770 - 0.0069 (% área en cultivos anuales)	0.85
2008	1.0770 - 0.0069 (% área en cultivos anuales)	0.86

Capítulo 9

EFICIENCIA ENERGÉTICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Diego O. Ferraro

IFEVA-Cátedra de Cerealicultura. Facultad de Agronomía (UBA)/CONICET. Email:
ferraro@agro.uba.ar.

Resumen. A las funciones ecosistémicas útiles para alguna actividad humana (i.e., que proveen un servicio) se las conoce como servicios de los ecosistemas. Uno de los desafíos actuales, en términos de manejo y estudio de los ecosistemas, es cuantificar la provisión de estos servicios. Una aproximación habitual desde la Economía Clásica, es usar valores monetarios para calcular el costo de reemplazo de los servicios provistos por cada sistema. Sin embargo, a menudo este enfoque económico de la valoración ambiental resulta insuficiente para predecir características ecosistémicas tales como la estabilidad a largo plazo o la degradación de bienes naturales. Una aproximación alternativa a la monetaria es la valoración física a través de la cuantificación de los flujos de energía en un sistema manejado. En este trabajo se presentan los fundamentos teóricos y algunos elementos operativos de la evaluación emergética de los ecosistemas manejados. La emergía (con eme, por “embody energy”) es la cantidad de trabajo (o energía útil) de una clase (energía solar) que se necesita transformar, directa o indirectamente, para obtener un bien o un servicio. La cuantificación emergética reconoce los límites físicos de la explotación de los ecosistemas, a la vez que permite evaluar en una moneda común (emjoules solares) el balance entre entrada y salida de materia, energía y capital en un ecosistema.

ORIGEN DEL ESTUDIO DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La estructura y las funciones de los ecosistemas dependen del tipo de especies de plantas y animales que los componen (estructura biológica) y de variables abióticas que regulan la manera en que recircula la materia y la energía dentro y fuera de sus límites (Odum 1984). A las funciones ecosistémicas que son útiles para alguna actividad humana (i.e., que proveen un servicio) se las conoce como servicios de los ecosistemas (Zhang et al. 2007). En una de las primeras aproximaciones a su estudio se los definió como condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que forman parte de ellos, sostienen y satisfacen la vida humana (Daily 1997). Con el paso de los años, esta primera definición se fue ampliando y se dejó de lado la diferenciación entre ecosistemas naturales y manejados para dar paso a conceptos más amplios. Así, se definió a los servicios ecosistémicos como el grupo de procesos ecológicos y funciones propias de los ecosistemas que benefician a las poblaciones humanas (MA 2005). Los beneficios provistos incluyen a procesos que mantienen la vida humana y de otros organismos vivos (como la polinización, la purificación de agua y la regulación del clima), las condiciones estéticas (como la serenidad, la belleza y la inspiración cultural), la preservación de opciones para el futuro (como la conservación genética y de la diversidad de especies) y la producción de bienes (como la madera para leña, alimentos, fibras) (Daily 2000, Kremen 2005). La diferencia entre función (e.g., productividad primaria) y servicio (e.g., rendimiento cosechable) hace que un servicio ecosistémico pueda ser producto de dos o más funciones ecosistémicas, mientras que en otros casos una sola función ecosistémica (i.e., proceso físico, químico o biológico que contribuye al mantenimiento de un ecosistema) contribuye a dos o más servicios ecosistémicos (Turner et al. 2003). Más allá de las definiciones cualitativas, uno de los desafíos actuales en término de manejo y estudio de los ecosistemas es pasar a una visión cuantitativa en la evaluación de los servicios de los ecosistemas (o valoración ambiental).

VALORACIÓN AMBIENTAL

Si bien la discusión acerca de la dimensión que otorga valor a los bienes y servicios es un tema central en el pensamiento económico, la dimensión ecológica de esta valorización es mucho más reciente (Costanza et al. 1997). En términos de Economía Clásica, la primera aproximación fue incluir las externalidades asociadas a los resultados de la actividad humana sobre los ecosistemas o incluso calcular el valor de reemplazo de los servicios provistos por cada sistema (Solow 1986). Como resultado de este abordaje aparece la idea de que el factor capital, vinculado a la explotación de un ecosistema, debe incluir dos formas tradicionales como el capital industrial (i.e., máquinas, infraestructura, insumos no durables) y capital humano (i.e., mano de obra) y una nueva forma de capital: el capital natural que integra a la cuenta capital el precio del impacto de sistema productivo sobre el ambiente y los recursos (e.g., el impacto de las extracciones, la eliminación de desperdicios) (Zhang et al. 2007). Si bien esta valoración reconoce explícitamente la vinculación entre la provisión de servicios ambientales y el proceso económico, su principal limitación reside en que limita el estudio de la funcionalidad ecosistémica en términos estrictamente monetarios (Lomas et al. 2008). Es decir que el enfoque económico de la valoración ambiental, a través de la eficiencia económica, es insuficiente para predecir características de los ecosistemas como pueden ser la estabilidad en el largo plazo o la degradación física de bienes naturales (i.e., capital natural) que pueden ser parcialmente reemplazados por cambios tecnológicos (i.e., mano de obra,

insumos) (Solow 1997, Stiglitz 1997). Estas limitaciones han llevado en los últimos tiempos a buscar otras dimensiones para valorar la provisión de servicios ambientales. Los esfuerzos hechos en el marco de la Evaluación Ambiental del Milenio (MA 2005), han permitido redescubrir el papel de la física sobre los conceptos de costo y valor, y la posibilidad de analizar los ecosistemas bajo las implicancias de las leyes de la termodinámica (Jorgensen y Fath 2004).

ENERGÍA Y AGRICULTURA MODERNA

Las aproximaciones analíticas al estudio de los ecosistemas son válidas tanto para ecosistemas naturales como para los ecosistemas manejados, entre los cuales los agroecosistemas están muy representados tanto en extensión como en intensidad de uso de recursos externos (Tilman et al. 2002). Un agroecosistema es un ecosistema en donde su estructura se ha modificado (por lo general, simplificado) para que cumpla con la función de provisión de alimentos o fibra (Pimentel 1984). Para entender cómo puede relacionarse la termodinámica y la provisión de servicios ecosistémicos es necesario plantear las alteraciones que implica la instalación de un sistema agrícola sobre ese flujo de energía. Los sistemas agrícolas son sistemas abiertos y disipativos. Es decir que consumen energía para crecer y mantenerse, estableciendo un flujo de materia y energía con su entorno (Odum 1984). En el caso de un sistema natural, el ingreso de energía está basado por completo sobre la radiación solar. Los componentes del sistema encargados de fijar esta energía son los productores (i.e., las plantas), que son los organismos que fotosintetizan. Este ingreso de energía circula a través de una serie de transformaciones jerárquicas que incluyen a los demás componentes de la red trófica, comenzando por los consumidores hasta los descomponedores (i.e., organismos que transforman la materia orgánica en formas que puedan ser reutilizadas por las plantas). De esta manera, es posible cerrar el ciclo de circulación de energía (producción-consumo-reciclado-nueva producción) y disponer fuera de la zona donde se desarrollan los ciclos de vida de los organismos a la materia que ya no pueda ser reutilizada y que actuara impidiendo el normal funcionamiento de los ciclos vivos (Figura 1). En consecuencia, y a través de millones de años, los sistemas naturales han sido capaces de los procesos de formación de suelo y deposición de material fósil que es el origen de la energía que usa la sociedad actual (Jorgensen y Nielsen 1996). Este funcionamiento basado sobre el uso de energía solar, reciclaje y disposición de los desperdicios (fósiles y minerales) es cambiado de manera abrupta cuando estudiamos los ecosistemas manejados (incluyendo los agroecosistemas). En los ecosistemas manejados, la función de producción ya no depende sólo de la energía solar, sino que está basado sobre un flujo lineal, en un solo sentido, desde los recursos fósiles de la litosfera hacia el consumo y la generación de desechos (excedente) (Figura 1). A diferencia de los sistemas naturales, la tasa de aumento de la materia no reciclable (i.e., desperdicios en los sistemas manejados) se amplifica tanto por la ausencia relativa del componente de descomponedores como por el exceso de tamaño del componente de consumo (Figura 1).

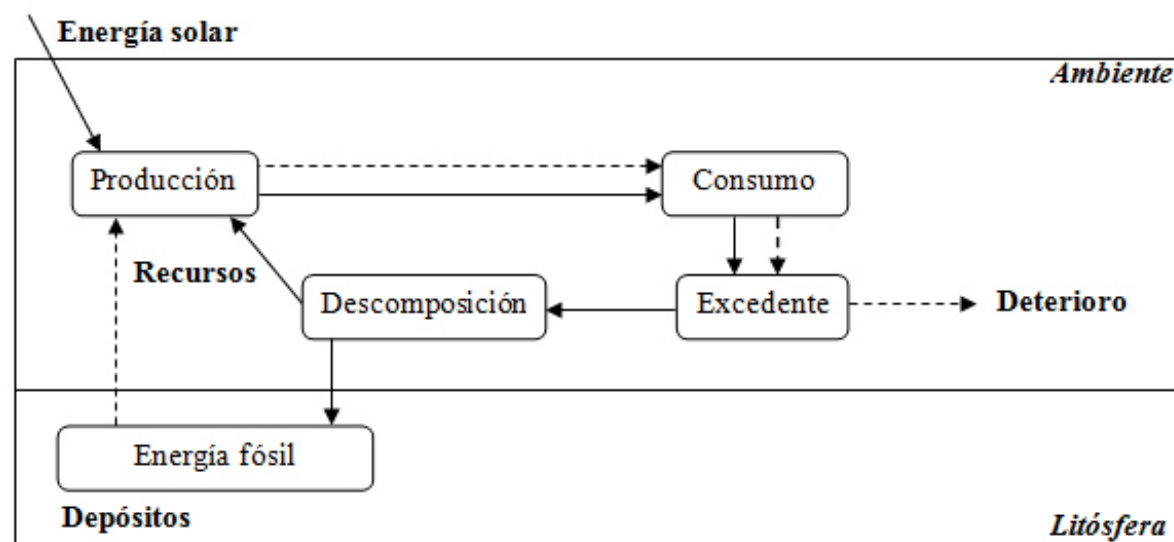


Figura 1. Flujos de energía en un sistema natural (líneas llenas) y en un sistema agrícola (líneas punteadas). Los cuadrados representan las transformaciones energéticas de los recursos usados en cada uno de los sistemas (adaptado de Wall 2002).

TERMODINÁMICA Y FUNCIONAMIENTO ECOSISTÉMICO: LA EXERGÍA

A medida que un sistema se aleja del equilibrio termodinámico con su ambiente, donde es incapaz de experimentar espontáneamente algún cambio de estado, su entropía (i.e., la parte de la energía que no puede utilizarse para producir un trabajo) aumenta y disminuye su estabilidad debido a que una menor parte de la energía permanece dentro de los límites del sistema para mantener su estructura (Giampietro et al. 1992, Wall 2002). En términos estructurales, estos cambios se pueden evidenciar en una menor complejidad o diversidad de componentes, una menor estructura física (biomasa), menos redes (ciclos) y menor información incorporada al sistema (Jorgensen y Fath 2004). Un ejemplo de una condición alejada del equilibrio puede darla un cultivo de maíz, que es una comunidad biológica totalmente improbable en términos de abundancia y distribución de su biota. Sin embargo, elevados aportes externo de energía por parte del Hombre reemplazan las funciones y estructuras de un sistema complejo y permiten que este sistema exista en muchas partes del mundo y asegure valores elevados de biomasa cosechable (Giampietro et al. 1992, Tilman 1999). Es por esto que la agricultura, desde el punto de vista del balance energético, puede entenderse como un proceso que intenta revertir la tendencia natural de los ecosistemas a incrementar la cantidad de energía disipada (i.e., entropía), impidiendo el retorno de esta energía al sistema. Es decir que la agricultura, organiza el sistema biológico de manera tal que sea posible mantener en el tiempo su estructura y funcionalidad (Odum 1989, Giampietro et al. 1992, Jorgensen y Nielsen 1996).

Cuando se evalúa la transferencia de energía entre componentes de un sistema (e.g., el camino de la energía solar y los insumos para lograr un rendimiento cosechable) siempre se pierde energía en cada una de las conversiones. Como se dijo anteriormente, la parte de esa energía que no se pierde se utiliza para estructurar el sistema y a medida que aumenta el flujo aumenta la complejidad del

sistema (Hammond 2007, Jorgensen 2007, Ulgiati et al. 2007). Se produce así la paradoja de que, si bien la energía que se transfiere desde sistemas simples a sistemas complejos es cada vez menor, la energía necesaria para la construcción de los sistemas de niveles de organización complejos es cada vez mayor (Merkle y Kaupenjohann 2000, Brown y Ulgiati 2004). Este hecho lleva a pensar que la energía tiene distintas calidades y que la capacidad de hacer trabajo útil (o de prestar servicios) de una unidad de energía depende de la complejidad del sistema que la contiene. Por ejemplo, no es lo mismo la capacidad de hacer trabajo de 1 joule aportado por un trozo de madera, de carbón o de un generador eléctrico. Para diferenciar a la energía según su capacidad de hacer un trabajo, la Física incorporó el concepto de exergía. La exergía es la cantidad máxima de trabajo útil que puede producir un sistema o flujo de materia hasta llegar a estar en equilibrio con su ambiente de referencia (Szargut et al. 1988). Retomando el camino de la energía en un sistema, puede afirmarse que en el balance energético, las entradas ("input") y las salidas ("output") son iguales (i.e., primera ley de la termodinámica), mientras que el balance exergético muestra que la calidad de la energía es continuamente degradada (por la generación de entropía) durante las transformaciones físico-químicas (segunda ley de la termodinámica) (Starkermann 1988, Bakshi 2002, Dewulf y Van Langenhove 2005).

Las fuentes de entrada de energía útil (exergía) a un sistema agrícola son la energía solar, los recursos del ambiente (tanto renovables como no renovables) y los insumos requeridos en el proceso productivo (combustibles, fertilizantes, pesticidas, semillas). Para que este sistema sea eficiente en el uso de la exergía, debería maximizar la entrada de exergía y canalizarla, en mayor medida, a la producción de bienes aprovechables (e.g., cosecha y servicios ecosistémicos). Sin embargo, en los sistemas de producción reales hay fuentes de ineficiencia. Algunos ejemplos pueden ser una mala elección de la fecha de siembra, del genotipo, de la densidad de siembra de un cultivo o un bajo nivel de control de adversidades como las plagas o las malezas. Estas ineficiencias, entonces, no sólo disminuyen la calidad de los procesos (por más costo a igualdad de obtención del producto) sino también amenazan la integridad del sistema porque toda exergía que no puede canalizarse por el sistema productivo hacia la producción de biomasa o hacia la provisión de un servicio ecosistémico necesariamente realizará algún trabajo en el ambiente. Como se ha dicho antes, el bajo desarrollo del componente de reciclado en los sistemas modernos resulta en un flujo libre de exergía hacia el ambiente (deterioro) (Figura 1) que, al no ser canalizado a través de ningún componente del sistema, puede llevar a la ocurrencia de reacciones químicas o procesos físicos sin control que usualmente percibimos como deterioro ambiental (e.g., calentamiento global, destrucción de la capa de ozono, erosión del suelo).

TRANSFERENCIA DE ENERGÍA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: EL TRABAJO DE LOS ECOSISTEMAS MEDIDO EN UNA MONEDA COMÚN

En los últimos años, la estimación de la eficiencia de los procesos a través de la exergía ha permitido identificar mejor los beneficios ambientales y económicos de las tecnologías de producción (Cornelissen 1997) a partir del concepto relacionado de emergía (Odum 1996). La emergía es la cantidad de trabajo (exergía) de una clase que se necesita transformar, directa o indirectamente, para obtener un bien o un servicio. (Odum 1996). Para expresar la magnitud de emergía sobre una base común, la clase de energía usada como referencia es la energía solar. Así, la cuantificación se realiza en emjoules solares (sej) lo que permite una más fácil y significativa comparación de

los flujos y las variables de estado dentro y entre sistemas (Tilley y Swank 2003). Para entender la base común sobre la cual se pueden referir los flujos de exergía es necesario entender que en la naturaleza, la transformación de energía en un ecosistema está organizada de forma jerárquica. En la base de este orden jerárquico se requiere una determinada cantidad de joules para formar un joule de materia orgánica. Luego, muchos joules de materia orgánica permiten obtener un joule de combustible fósil, muchos joules de combustible fósil son necesarios para obtener un joule de energía eléctrica y así sucesivamente (Brown y Ulgiati 2004). En esta jerarquía energética, la energía solar es la energía de más amplia disponibilidad, pero la más diluida (i.e., la de menor capacidad de hacer trabajo) y cada flujo de energía y materia (incluido el flujo de capital) puede ser definido en términos de radiación solar (i.e., emjoules solares) requerido directa e indirectamente para crear otra forma de energía disponible (exergía). De esta manera, la síntesis emergética da una imagen comprensible de las contribuciones ambientales a un producto o servicio (Rótolo et al. 2007) debido a que en una misma unidad es capaz de integrar el flujo de materia, energía y capital (Odum 1996).

INDICADORES TERMODINÁMICOS DE PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La evaluación en términos emergéticos del uso de insumos y recursos económicos es relativamente fácil, aunque en el caso de los recursos naturales se requiere un esfuerzo mayor para obtener los valores de los flujos de materia y energía y sus respectivos factores de conversión a flujos de emergía. Para ello se recurre a estadísticas y estudios sobre la cantidad de bienes y servicios utilizados en un sistema. Sin embargo, para transformar los flujos de materia, energía y capital en emergía expresada en una moneda común (como los emjoules solares) se necesita información adicional. Este factor adicional es la transformidad, que se define como la emergía de un tipo requerida para hacer una unidad de energía de otro tipo (Brown y Ulgiati 2004). Por ejemplo, si se necesitan 4000 emjoules solares para generar un joule de madera, la transformidad de esta madera es de 4000 emjoules solares por joules (abreviado sej/j) (Brown y Ulgiati 2004). Es decir que los valores de transformidad para distintos bienes y servicios son el resultado de analizar el proceso de producción de cada bien y están compilados en fuentes bibliográficas a las que se recurre para realizar los inventarios emergéticos (Odum 2000, Odum et al. 2000, Ortega 2000).

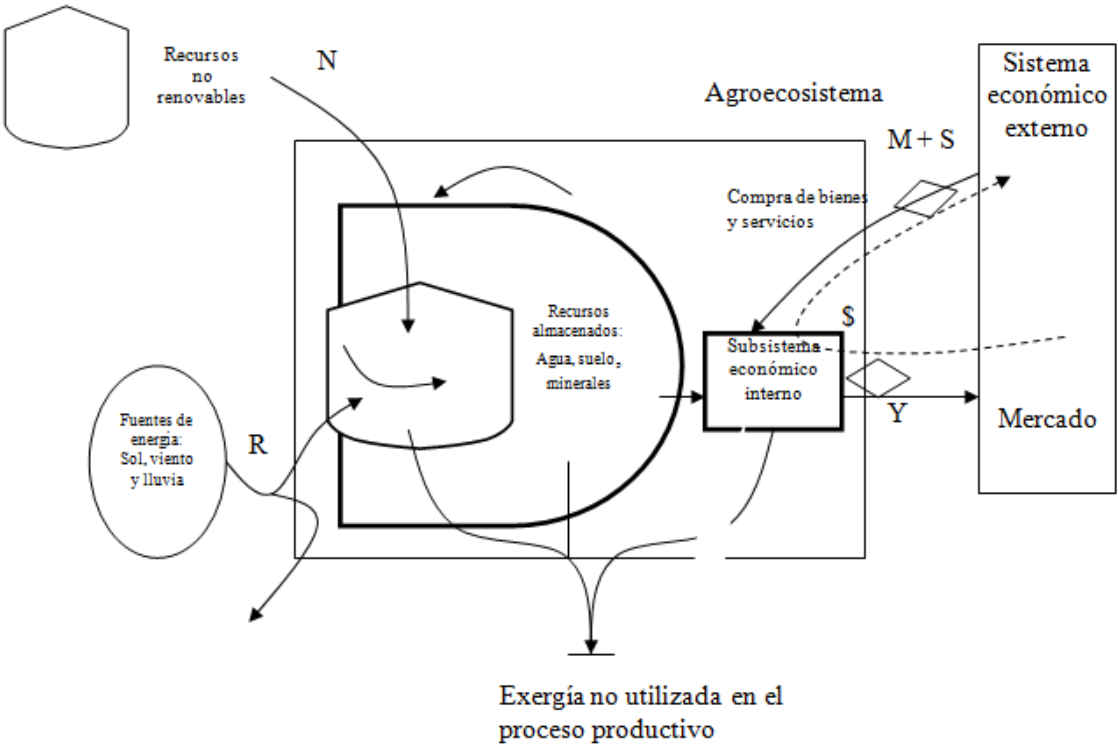


Figura 2. Diagrama de la interfase ecológica-económica de un agroecosistema (Modificado de Odum 1996). Las líneas llenas representan energía, materiales o información. Las líneas punteadas representan flujos de capital. Los rombos representan transacciones. Las letras indican flujos usados para el cálculo de diversos índices (ver Tabla 2 para la descripción de los flujos N, R, M + S, Y).

Por último, la integración del flujo de capital al sistema se hace a través de la conversión de los pagos en moneda en unidades de emergía. El valor se expresa en solar emjoules/\$, representa la cantidad de emergía que en un sistema se puede adquirir con una unidad de capital y se calcula dividiendo el uso total de emergía de un país o una región por su producto bruto (Odum 1996). Este valor dependerá de la cantidad de emergía que se incluye en la economía de una nación o región y también de la cantidad de dinero circulante (Brown y Ulgiati 2004). Esta simple relación emergía/dinero permite evaluar el aporte de servicios que se aportan en unidades monetarias al sistema y así integrar en un flujo común (emjoules solares) los aportes de materiales y energía desde el medio físico y desde el sistema económico externo (Figura 2). Las actividades principales para llevar adelante una evaluación emergética se detallan a continuación.

Establecer límites y hacer diagramas de componentes y flujos de emergía y capital

Esta actividad es necesaria para organizar las relaciones entre los componentes principales y los procesos. El resultado es un diagrama usando un lenguaje simbólico específico, tal cual se muestra en la Figura 2.

Inventario de uso de recursos

Es la organización de los diferentes flujos en tablas de evaluación emergética (Tabla 1). Para ello se utilizan valores de conversión de cada uno de los recursos utilizados en sej (emjoules solares). Es decir que para cada flujo de materiales o energía, existe un valor específico de sej, que representa la exergía incluida en el producto utilizado más la utilizada para procesarlo y extraerlo del sistema natural (i.e., definición de emergía). Para realizar este inventario, se consultan fuentes bibliográficas de evaluaciones emergéticas (Odum 1996, Odum 2000, Odum et al. 2000, Ortega 2000).

Cálculo de índices y diagramas de flujo representando los procesos estudiados

El inventario del punto anterior permite calcular relaciones entre flujos para calcular índices de funcionamiento del sistema (Tabla 2) y hacer recomendaciones y evaluación de los agroecosistemas.

Tabla 1. Ejemplo de tabla de evaluación emergética. La columna de notas refiere a las fuentes bibliográficas para los valores de transformidad de cada fila.

Nota	Item	Unidad	Transformidad	Emergía solar
1	1	j.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/j	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
2	2	g.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/g	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
3	3	\$.año ⁻¹ .ha ⁻¹	sej/\$	sej.año ⁻¹ .ha ⁻¹
...	...	...	...	...

Tabla 2. Índices y variables a calcular mediante el inventario emergético (ver Figura 2 para ubicar los flujos en el sistema).

Nombre del índice	Expresión
Flujo de emergía renovable	R
Reservas endógenas no renovables	N
Flujo de emergía externa	M + S
Flujo total de emergía (U)	M + S + R + N
Renovabilidad de la emergía	R / U
Dependencia de economía externa	(M + S) / U
Emergía por unidad de área	U / ha
Emergía “per capita”	U / habitantes
Relación emergía: rendimiento (EYR) (cociente entre la emergía de los productos dividido por la emergía de las entradas (“inputs”) que viene desde afuera del sistema.	Y / (M + S)
Relación de emergía invertida (EIR) (cociente entre la emergía de los ingresos (“input”) que provienen del sistema económico externo divida por la emergía de los insumos no valorizados económicamente.	(M + S) / N
Índice de presión ambiental (ELR) (cociente entre la emergía no renovable y la emergía renovable.	(N + M + S) / R

Relación de intercambio de emergía (EER) (cociente entre la emergía que el sistema entrega a la economía externa dividida por la emergía recibida por la venta de los productos.	Y / [(M + S).sej/\$]
Flujo de capital por intercambio del producto	\$
Relación emergía:capital (sej/\$) (cociente entre la emergía total consumida por una economía dividido el producto bruto interno de la misma.	sej.año ⁻¹ / PBI (\$.año ⁻¹)
Indicador de sustentabilidad emergética (cociente entre la contribución de un proceso a la economía por unidad de impacto sobre el ambiente.	EYR / ELR

CONCLUSIONES

El análisis de la funcionalidad de los agroecosistemas a través de la cuantificación de la exergía utilizada vía insumos más la energía necesaria para extraerlos del ambiente (i.e., emergía) aporta una idea real de la eficiencia de los procesos y la posibilidad de mantener el funcionamiento del sistema en el largo plazo (i.e., sustentabilidad). La idea sería que los sistemas de bajo retorno emergético o de alta dependencia del uso de recursos naturales, serán aquellos que estén utilizando de forma más intensa los servicios ambientales, con el riesgo de que esta intensidad pueda afectar el stock o la tasa de provisión de cada uno de los servicios. A pesar de sus ventajas, el análisis emergético ha recibido algunas críticas, en particular de parte de los economistas, por el hecho de ignorar la valoración humana de los bienes y servicios (Kumar y Kumar 2008). Sin embargo, la cuantificación de emergía apunta a proveer un valor ecocéntrico de los productos y procesos ecológicos (Hau y Bakshi 2004). De esta manera, es posible ir mas allá de las limitaciones artificiales del sistema socio-económico, y reconocer las intrincadas relaciones entre la sociedad humana y la biosfera (Ferreyra 2001). Además, cuantificar la exergía libre y no incorporada al sistema agrícola puede dar una idea del potencial de generar procesos físicos sin control en el ambiente. Estos procesos pueden alterar la estructura del sistema (e.g., erosión, contaminación, extinción), dando también lugar a alteraciones funcionales como puede ser la provisión de servicios ecosistémicos que son usados internamente por los sistemas agrícolas (Pimentel et al. 1997). Por ultimo es necesario remarcar que la aproximación desde la termodinámica a la evaluación de los servicios ecosistémicos no excluye necesariamente a la manera más tradicional de estudio del deterioro, y con mayor o menor

detalle, es capaz de estimar tasas de procesos claves (e.g., ciclado de nutrientes, polinización de cultivos, control del ciclo del agua, provisión de alimentos). La aplicación de la termodinámica enriquece este abordaje al reconocer que el funcionamiento y la estructura de los agroecosistemas tienen límites que no son discutibles y que están impuestos por los flujos de energía que los organizan. La hipótesis a plantear es que ambas aproximaciones son complementarias, de manera que estimaciones independientes por una u otra vía deberían permitirnos diagnosticar estados parecidos en términos de deterioro o amenaza futura a la integridad del sistema. Mejorar el entendimiento de las relaciones entre la Física y la Ecología podrá llevarnos a probar la hipótesis de que los sistemas que son termodinámicamente menos eficientes son los que muestran mayor afectación de los servicios que provee el capital natural. La posibilidad de corroborar esta idea abre el camino a simplificar el estudio de los procesos involucrados usando a la energía, y la eficiencia de los procesos, como un indicador sistémico de deterioro.

BIBLIOGRAFÍA

- Bakshi, B.R. 2002. A thermodynamic framework for ecologically conscious process systems engineering. *Computers & Chemical Engineering* 26:269-282.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling* 178:201-213.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Daily, G.C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, D.C. EE.UU.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3:333-339.
- Dewulf, J. y H. Van Langenhove. 2005. Integrating industrial ecology principles into a set of environmental sustainability indicators for technology assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 43:419-432.
- Ferreira, C. 2001. *Emergy perspectives on the Argentine economy and food production systems of the Rolling Pampas during the twentieth century*. Graduate School. University of Florida, Florida. EE.UU.
- Giampietro, M., G. Cerretelli y D. Pimentel. 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: human return and sustainability. *Agric. Ecosys. Environ.* 38:212-244.
- Hammond, G.P. 2007. Industrial energy analysis, thermodynamics and sustainability. *Applied Energy* 84:675-700.
- Hau, J. L. y B.R. Bakshi. 2004. Promise and problems of emergy analysis. *Ecological Modelling* 178:215-225.
- Jorgensen, S.E. 2007. Evolution and exergy. *Ecological Modelling* 203:490.
- Jorgensen, S.E. y B.D. Fath. 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1:267-280.
- Jorgensen, S.E. y S.N. Nielsen. 1996. Application of ecological engineering principles in agriculture. *Ecol. Eng.* 7:373-381.
- Kremen, C. 2005. Managing Ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Kumar, M. y P Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64:808-819.

Lomas, P.L., S. Álvarez, M. Rodríguez y C. Montes. 2008. Environmental accounting as a management tool in the Mediterranean context: The Spanish economy during the last 20 years. *Journal of Environmental Management* 88:326-347.

MA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment, Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Washington, D.C. EE.UU.

Merkle, A. y M. Kaupenjohann. 2000. Derivation of ecosystemic effect indicators - method. *Ecological Modelling* 130:39-46.

Odum, E.P. 1984. Properties of Agroecosystems. Pp. 5-11 en Lowrance, R., B.R. Stinner y G.J. House (eds.). *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. John Wiley and Sons. New York. EE.UU.

Odum, E.P. 1989. Input Management of Production Systems. *Science* 243:177-181.

Odum, E.P. 1996. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making* John Wiley & Sons, Inc. New York. EE.UU.

Odum, H.T. 2000. Handbook of Emergy Evaluation: A Compendium of Data for Emergy Computation Issued In a Series of Folios. Folio 2. Emergy of Global Processes. Gainesville, Florida, EE.UU.

Odum, H.T., M.T. Brown y S.L. Brandt-Williams. 2000. Folio 1: Introduction and global budget. Handbook of Emergy Evaluation: A compendium of data for emergy computation issued in a series of folios. Gainesville, Florida, EE.UU.

Ortega, E. 2000. *Handbook of Emergy Calculations*. Sao Paulo, Brazil.

Pimentel, D. 1984. Energy Flow in Agroecosystems. Pp. 121-132 en Lowrance, R., B.R. Stinner y G.J. House (eds.). *Agricultural Ecosystems: Unifying Concepts*. John Wiley & Sons, New York. EE.UU.

Pimentel, D., C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, et al. 1997. Economics and Environmental Benefits of Biodiversity. *Bioscience* 47:747-757.

Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007. Emergy evaluation of grazing cattle in Argentina's Pampas. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119:383-395.

Solow, R. 1986. On the Intergenerational Allocation of Natural Resources. *Journal of Economics* 88:141-149.

Solow, R.M. 1997. Georgescu-Roegen versus Solow-Stiglitz. *Ecological Economics* 22:267-268.

Starkermann, R. 1988. Social entropy, enthalpy, exergy and disergy in examples. *Mathematical and Computer Modelling* 10:409.

Stiglitz, J.E. 1997. Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics* 22:269-270.

Szargut, J., D.R. Morris y F.R. Steward. 1988. *Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes*. Hemisphere Publishing Corporation, Berlin.

Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5995-6000.

Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor y S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.

Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, et al. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46:493-510.

Ulgianti, S., S. Bargigli y M. Rauei. 2007. An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. *Journal of Cleaner Production* 15:1359-1372.

Wall, G. 2002. Conditions and tools in the design of energy conversion and management systems of a sustainable society. *Energy Conversion and Management* 43:1235.

Zhang, W., T.H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney y S.M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253-260.

Capítulo 10

USO DE LA TIERRA, CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE Y EL FILTRADO DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES POR HUMEDALES Y VEGETACIÓN RIBEREÑA

María E. Orúe, Gisel C. Booman y Pedro Laterra

Unidad Integrada EEA Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, C.C.276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires, Argentina. Email Orúe: eugeniaorue@yahoo.com.ar - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Av. Rivadavia 1917, (CPC1033AAJ)Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Resumen. Las franjas de vegetación ribereña (FVR) y los humedales (H) son ambientes esenciales para la protección de la calidad del agua de los cauces de una cuenca ya que actúan como filtros de contaminantes agrícolas transportados por las aguas de escurrimiento superficial. Dado que las tasas de filtrado y su influencia sobre la calidad del agua de las cuencas varían con las características del paisaje, es preciso contar con métodos que permitan priorizar la conservación o restauración de las FVR y los H según su contexto espacial. Se propone un modelo espacialmente explícito, denominado MOCAS, que predice la cantidad de sedimentos y de nutrientes acumulados hasta y dentro de los cauces luego de eventos de tormenta media anual con o sin la implementación de filtros. El modelo es aplicado de forma exploratoria sobre una cuenca de la Región Pampeana, junto con un análisis de sensibilidad que permite conocer los principales parámetros a calibrar para futuras aplicaciones. Este modelo puede ser adecuado para la valoración del aporte de FVR y H al servicio de provisión de agua limpia y como soporte para la toma de decisiones dentro de programas de manejo territorial o conservación.

INTRODUCCIÓN

Una de las principales causas de degradación de la calidad de los cuerpos de agua superficial son las cargas de sedimentos y de nutrientes transportados por el escurrimiento superficial proveniente de áreas agrícolas (USEPA 1983, Carpenter et al. 1998). Aunque en la mayoría de los países desarrollados se ha progresado en el control de la contaminación no puntual (CNP) mediante la implementación de buenas prácticas de manejo (BPM), mucho resta por hacer al respecto en las zonas agrícolas de nuestro país. Debido al aumento progresivo en el uso de agroquímicos y a la expansión de la frontera agrícola (Paruelo et al. 2005), existe una necesidad creciente de identificar los elementos del paisaje que más contribuyen a la contaminación de las aguas superficiales y aplicar prácticas de manejo capaces de reducir las cargas de contaminantes a niveles aceptables, a la vez de minimizar la CNP y prevenir mayores daños a la calidad del agua de las cuencas.

Una de las últimas barreras de protección de los tributarios de una cuenca es la presencia de franjas de vegetación ribereña (FVR) (Prosser y Hairsine 1995) y de humedales (H) (Allinson et al. 2000, Verhoeven et al. 2006). Si bien los mecanismos mediante los que actúan estos dos componentes del paisaje son diferentes, ambos retienen y reducen la carga de sedimentos y nutrientes del escurrimiento superficial, y conservan o mejoran la calidad del agua. La eficacia de filtrado es sitio-específica y depende tanto de características propias de los filtros como de las áreas colectoras que determinan la cantidad de escurrimiento y sedimentos que llegarán a los mismos (Dillaha et al. 1989, Johnston et al. 1990, Bystrom 1998). Por ejemplo, dado que el escurrimiento superficial del agua no es uniforme sino que en ciertos sitios converge y en otros diverge (Dillaha et al. 1989), si se consideran otras propiedades constantes (e.g., uso de la tierra y erodabilidad del suelo homogéneos) es posible distinguir áreas críticas para la entrada de contaminantes hacia los cauces como aquellas con mayor concentración del flujo.

Varios estudios han enfocado sus esfuerzos en la identificación de FVR y H que por su ubicación en el paisaje resultan críticos para el mantenimiento de la calidad del agua en las cuencas (Zhaoning et al. 2005, Wilkinson et al. 2004, Tomer et al. 2003). Los criterios utilizados para la identificación de estas áreas críticas (AC) han sido el uso de la tierra, parámetros edáficos y topográficos. Por ejemplo, los filtros críticos serán aquellos cuyas áreas de drenaje presenten propiedades que favorezcan la erosión y de pérdida de sedimentos y nutrientes hacia los filtros (e.g., una baja cobertura vegetal, altas pendientes y suelos erosionables). También se han aplicado otros enfoques en el desarrollo de modelos para orientar los esfuerzos de conservación y manejo del paisaje con el objeto de mantener o mejorar de la calidad del agua de las cuencas. Un modelo desarrollado por Diebel et al. (2009) simula la reducción en las cargas de sedimentos y fósforo alcanzada luego de la implementación de filtros ribereños en diferentes cuencas de Wisconsin, y fue utilizado para ordenar las cuencas sobre la base de su reducción potencial de cargas de contaminantes. Ouyang et al. (2005) desarrollaron un modelo de erosión en GIS para comparar las cargas relativas de sedimentos entre tributarios, el estado de prácticas de conservación y su potencial de reducción en las cargas de contaminantes. Mediante el modelo SPARROW ("spatially referenced regression on watershed attributes"), Alexander et al. (2008) estimaron la entrega de fósforo y nitrógeno total de distintas cuencas del Golfo de México y utilizaron esa información para comparar la contribución relativa entre distintos Estados o provincias. Los modelos mencionados varían desde simples modelos estadísticos (como modelos de regresión), modelos mecanicistas complejos como el SWAT (Neitsch et al. 2005) y modelos mixtos híbridos entre la estadística y la base física mecánica (como el SPARROW) que incorpora las virtudes de ambas aproximaciones.

En este trabajo se presenta una aproximación metodológica para evaluar la capacidad de mejoramiento de la calidad del agua superficial por parte de filtros ribereños. En particular, se desarrolló un modelo espacialmente explícito de calidad de agua superficial denominado MOCAS, orientado a estimar la reducción en la carga de contaminantes transportados por el escurrimiento superficial hacia elementos del paisaje susceptibles (i.e., tributarios, reservorios, estuarios, albuferas), como producto de la retención potencial de franjas de vegetación ribereña y humedales. El modelo integra procesos de exportación, transporte, decaimiento y retención de contaminantes en respuesta a eventos de lluvia generadores de escurrimiento superficial, con atributos del paisaje capaces de influenciar esos procesos, tales como el tipo de suelo, la topografía, y la composición y configuración espacial del uso de la tierra. Algunos aspectos de la utilidad potencial del MOCAS son ilustrados mediante su aplicación a una cuenca agrícola de la Región Pampeana, junto con el correspondiente análisis de sensibilidad. Por último, con el propósito de obtener modelos más simples y aplicables a evaluaciones exploratorias, se investigó la capacidad explicativa de distintos descriptores fisiográficos del paisaje sobre la carga área-específica de contaminantes obtenidas por simulación en las subcuencas del área de estudio.

En su actual estado de desarrollo, antes que proveer predicciones precisas, el MOCAS consiste en un modelo exploratorio (Bankes 1993) formulado para evaluar las consecuencias de distintos supuestos e hipótesis sobre la capacidad filtro de comunidades ribereñas y humedales según sus propiedades funcionales y de sus áreas colectoras, así como para orientar esfuerzos futuros de calibración de los parámetros más sensibles. El modelo calibrado y validado permitiría identificar las zonas de exportación de contaminantes y zonas de mayor potencial de mejoramiento de la calidad del agua por filtros a fin de priorizar esfuerzos de conservación hacia dichas zonas, así como también establecer estrategias de manejo para alcanzar los objetivos de cargas diarias máximas totales de contaminantes (TMDL) en una cuenca.

DESCRIPCIÓN DEL MODELO

Para la aplicación de MOCAS se utilizaron las siguientes bases de datos georeferenciadas en formato digital: (1) modelo digital de elevación (MDE) de 73.69 m de resolución (SRTM srtm.csi.cgiar.org), (2) cartas de suelos escala 1:500000 (INTA 1990), (3) uso de la tierra (Zelaya y Cabria 2008) y (4) registros de precipitación de la Estación Experimental Agropecuaria Balcarce del INTA. A partir de esa información base se derivó una serie de mapas secundarios que se utilizaron como insumo directo (Tabla 1). Las capas fueron generadas con las extensiones Model Builder, Spatial Analysis, ArcSWAT y ArcHydro del ArcGIS 9.2 (ArcGIS 9.2 ESRI) bajo formato "raster", con un tamaño de píxel o celda de 73.69 m.

Tabla 1. Mapas de base y derivados del sistema de información geográfica de la cuenca de estudio.

Mapas base	Mapas derivados	Definición	Significado
DEM elevación (m)	Pendientes	Gradiente (β) $\tan \beta = \text{pendiente (\%)} / 100$	Velocidad del flujo superficial, geomorfología, contenido de humedad del suelo
	Longitud y grado de la pendiente (LS)	$LS = (AS/22.13)^{0.6} (\sin \beta / 0.0869)^{1.3}$	Predice zonas de erosión y de concentración del flujo. Utilizado para el cálculo de pérdida de sedimentos por erosión hídrica
	Dirección del flujo	Según el gradiente de pendiente	Determina la dirección del flujo superficial
	Acumulación del flujo	Área que drena hacia un punto (ha)	Relacionada al volumen de escurrimiento mm y al tiempo de concentración (h)
	Cauces y vías de drenaje	Definidos de acuerdo a la acumulación del flujo	Las vías de drenaje son entradas de flujo hacia los cauces
	Delimitación de subcuencas	Limites del área de estudio	Límite para cálculo de valores medios, máximos y desvíos de las variables topográficas e hidrológicas
Suelos	Textura	Clase textural en %	Capacidad de infiltración y determinación de grupo hidrológico de suelo
	Grupo hidrológico de suelo	Categorico según textura	Capacidad de infiltración, almacenamiento de agua
	Factor K erodabilidad del suelo	Dependiente de textura, estructura, permeabilidad y materia orgánica	Susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica
	CN curva número	Valor estandarizado según suelo y cobertura que indica la proporción infiltración / escurrimiento	Utilizado para el cálculo del volumen de escurrimiento superficial e infiltración
Uso de la tierra	Factor C cobertura del suelo	Estandarizado según cobertura vegetal	Relacionado a la reducción de erosión hídrica
	Factores "n" o "k" de rugosidad	Estandarizado según cobertura vegetal	Relacionado a la reducción de velocidad del flujo superficial.
	Coeficientes de exportación de nutrientes	Son valores únicos para cada uso de la tierra y cada nutriente, obtenidos de bibliografía para áreas de similares características al área de estudio	Incorporados a los modelos de NT y PT en el escurrimiento superficial permiten predecir los mg de nutriente por litro de escurrimiento que serán exportados de cada píxel del área de estudio

Modelado de las cargas de contaminantes en los cauces de una cuenca: exportación, transporte y destino

Paso 1. Exportación de contaminantes

La exportación de sedimentos se estima a partir de un submodelo de erosión-depositación según RUSLE (“revised universal soil loss equation”) (Renard et al. 1991). Las pérdidas medias anuales de sedimentos (A) en t.h⁻¹.año⁻¹ son el resultado del producto entre la erosividad de las lluvias (factor R), la erodabilidad del suelo (factor K), la longitud y grado de pendiente que recorre el escurrimiento superficial (factor LS), la protección por la presencia de cobertura vegetal (factor C) y por prácticas de manejo conservacionistas (factor P):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

El factor R se define como el producto acumulado para un periodo de interés (por lo general 1 año) con cierta probabilidad de ocurrencia (50%) de la energía cinética de una precipitación por su máxima intensidad en 30 minutos. Sus dimensiones son MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.año⁻¹, aunque por simplicidad se expresa en energía por unidad de superficie (J.ha⁻¹) (Troeh et al. 1980). Este factor está determinado por la cantidad total de precipitación anual y por la forma en que estas precipitaciones se producen, ya que son más erosivas cuanto mayor cantidad de agua cae en un lapso menor. Se obtuvieron valores puntuales de R para distintas posiciones geográficas desde el “Manual de sistematización de tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes” de la EEA-INTA Paraná. Los datos puntuales fueron georeferenciados, y luego se realizó una interpolación (“kriging”) por medio del software Surfer v.8.0 (Golden Software). Este producto fue exportado a ArcGIS 9.2 y después transformado a formato “raster” de 73.69 m de tamaño de píxel.

El factor LS introduce el efecto de la topografía, longitud de la pendiente (L) y grado de la pendiente (S) sobre la pérdida de sedimentos por erosión. Aunque se trate de dos valores independientes, en la práctica se suele utilizar un valor común llamado LS. Este factor se calculó de acuerdo el método de Moore y Burch (1986a):

$$LS = (As / 22.13)^{0.4} * (\sin \theta / 0.0896)^{1.3} \quad (2)$$

siendo As=(acumulación del flujo * ancho celda del píxel), y (θ) la pendiente capaz de generar esorrentía sobre la superficie del terreno, expresada en grados. Ambos factores pueden ser calculados mediante operaciones realizadas sobre un modelo digital de elevación (DEM).

El factor K fue obtenido por la formula simplificada del Nomograma de Wischmeier (1978) derivada del modelo GLEAMS (Knisel et al. 1992):

$$K = FT (12 - MO) + FE + FP \quad (3)$$

siendo K=erodabilidad del suelo (0.13 t.ha.h/ha.MJ.mm), FT=factor textura, MO=materia orgánica (%), FE=factor estructura, y FP=factor permeabilidad. Los factores textura, estructura y permeabilidad, se encuentran disponibles en tablas en manual del VFSSMOD (Muñoz-Cárpena 2002). El Factor C representa la protección a la erosión por la presencia de vegetación. Cada

tipo de cobertura vegetal resultante del uso de la tierra, representa un factor de reducción de la erosión (tablas de Weichmeier 1978).

Los coeficientes de exportación de nutrientes expresados en mg de nutrientes/L de flujo superficial para los distintos tipos de usos de la tierra, excluyendo otras fuentes de nutrientes como la deposición atmosférica, se tomaron de Jeje (2006). Para la obtención del nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) que llegaría a los cursos de agua luego de una lluvia se obtuvo la cantidad de nutrientes que se desprende de cada píxel (mg). Para ello es necesario conocer el volumen de escurrimiento superficial por píxel, cuyo cálculo se realizó mediante el método de la curva-número del Servicio de Conservación del Suelo de Estados Unidos (SCS-CN):

$$Q = (P - 0.2 * S)^2 / (P + 0.8 * S) \quad (4)$$

donde Q es la lámina de escurrimiento superficial (mm), P la precipitación en mm del evento de lluvia (para el caso de estudio, 49 mm, correspondiente a un evento de lluvia promedio en los últimos 10 años en la zona), $S=(1000/CN)-10$ son las pérdidas iniciales, y CN es el valor de curva número para determinado combinación de tipo hidrológico de suelo, condición de drenaje y uso de la tierra. Las toneladas anuales de nutrientes transportadas por escurrimiento fueron calculadas a partir de la extrapolación de los datos por evento al promedio anual acumulado, que en este caso fue de 900 mm en los últimos 10 años.

Paso 2. Decaimiento y deposición de contaminantes durante su transporte

A fin de estimar la carga de sedimentos que alcanza los cauces es necesario tener en cuenta la deposición de los mismos durante su transporte. La tasa de entrega de sedimentos ("sediment delivery rate", SDR) se relaciona de manera inversa con el tamaño del área de drenaje de una cuenca (USDA 1972), ya que a mayor tamaño existen más probabilidades de que los sedimentos se depositen durante su transporte hasta la salida de la cuenca. Para describir esa relación hemos adoptado el modelo obtenido por Vanoni (1975) a partir de más de 300 cuencas:

$$SDR = 0.4724 * A^{-0.125} \quad (5)$$

siendo (A) el área de drenaje de la cuenca en km^2 .

Los nutrientes son sustancias no conservativas, y por lo tanto decaen en función del tiempo a partir del momento en el que comienzan su transporte en el escurrimiento superficial. El modelo general de decaimiento del N y P en escurrimiento superficial sigue una cinética de primer orden (LIU et al. 2006, Rossman 2004, Skop y Sørensen 1998):

$$X_t = X_0 \cdot e^{-K \cdot t} \quad (6)$$

donde X_t es la masa de nutrientes (kg) que persistirá en el escurrimiento luego de ser transportada desde cada píxel durante un tiempo de tránsito t (días), X_0 es la masa inicial (kg) que es exportada de cada píxel, y K es el coeficiente de decaimiento ($días^{-1}$). En este caso, se aplicó un $K=0.1/d$ tanto para el nitrógeno como para el fósforo, valor que se encuentra dentro de los rangos encontrados en bibliografía (i.e., modelo SWAT, Neitsch et al. 2005).

A fin de incorporar esas tasas de decaimiento al modelo general se calculan los tiempos de tránsito del flujo laminar y encauzado. Para ello es necesario conocer la velocidad del flujo que depende de propiedades topográficas y de uso de la tierra y las distancias a recorrer. Para el cálculo de la velocidad del flujo superficial laminar se utilizó la ecuación (7) (Brown et al. 2001), mientras que para el cálculo de la velocidad dentro de los cauces se utilizó la ecuación de Manning (8):

$$v = k * \sqrt{S} \text{ flujo laminar} \quad (7) \text{ y}$$

$$v = (\sqrt[3]{Rh / n}) * \sqrt{S} \text{ flujo concentrado} \quad (8)$$

en donde v es la velocidad de la escorrentía (m/s), k el coeficiente de rugosidad (m/s), que es función del uso de la tierra según su rugosidad de Manning y radio hidrológico (Brown et al. 2001) (Tabla 3), S la pendiente en %, Rh el radio hidráulico y n el coeficiente de rugosidad de Manning. Se consideró una profundidad media de 0.5 m y un n de Manning de 0.7, dentro del rango para secciones irregulares que presentan zonas de humedales o remansos como los arroyos de llanura de la Región Pampeana (Brown et al. 2001) (Tabla 3). El cálculo de las distancias desde cualquier punto (o píxel) del área de estudio hasta el cauce más cercano respetando la topografía se realizó mediante la aplicación de la herramienta "flowlength" de ArcGIS 9.2. Una vez conocidas las distancias y las velocidades, se despeja el tiempo de tránsito y las tasas de decaimiento de los contaminantes.

Paso 3. Estimación de la acumulación de contaminantes hasta los cauces y en los cauces hasta la desembocadura de la cuenca

Una vez conocida la tasa de entrega de contaminantes (sedimentos, NT y FT) celda a celda se procede a la acumulación hasta el margen de los cauces y dentro de los mismos aplicando la herramienta "flow accumulation" del análisis hidrológico de ArcGIS.

Modelado de la reducción potencial en las cargas de contaminantes por la incorporación de filtros de vegetación ribereña (FVR) y humedales (H)

Los distintos segmentos de FVR varían en su área de drenaje y en la combinación de tipos de suelo, topografía y usos que ocurren en ella. De esta manera, a los distintos segmentos les llega diferente carga de contaminantes. A partir del modelo de exportación, degradación y transporte de contaminantes generado en este trabajo y en trabajos previos (Orúe et al. 2009) podemos conocer cuáles son las áreas críticas de entrada de contaminantes a los cauces de una cuenca donde la colocación de FVR sería fundamental. Para estimar la función de protección de la calidad del agua superficial brindado por cada parche de FVR no sólo es necesario conocer la carga de contaminantes que le llegan (valor de criticidad) sino también la eficacia de retención determinada por parámetros locales propios del filtro.

A fin de estimar la eficacia de retención se utilizó el modelo VFSSMOD 2.x (Muñoz-Cárpena et al. 2003), el cual consiste en una serie de módulos que simulan el comportamiento del agua y sedimentos a través de FVR, y da como resultados el porcentaje de retención de sedimentos y de escurrimiento. Los datos de entrada del modelo fueron: a) parámetros medios del área de drenaje necesarios para el cálculo de hidrograma y sedimentograma (es decir mm de escurrimiento y toneladas de sedimentos en el tiempo), tales como la cantidad de lluvia en mm, su duración,

el curva número CN, la pendiente media en términos de porcentaje, la longitud del área de drenaje en m, la textura de suelo, y su erodabilidad, entre otros; b) parámetros propios de la FVR, tales como su dimensión, tipo de suelo, tipo de cobertura vegetal, topografía, hidrogramas y sedimentogramas calculados en a). Algunos de los valores medios de estos parámetros fueron estimados a partir del SIG de la cuenca de estudio mientras que otros se asumieron constantes para toda la zona (Tabla 2). Siguiendo el método propuesto por Dosskey et al. (2002), en las simulaciones del modelo se cambió de forma progresiva el ancho de la FVR y se mantuvieron constantes todos los otros parámetros; mediante regresión lineal se obtuvo el siguiente ajuste del valor de eficacia de retención de sedimentos (ERS) frente a la variación razones de área FVR / área de drenaje ($R^2=0.555$):

$$ERS = 53.35 + 235.77 * (\text{área FVR} / \text{área de drenaje}) \tag{9}$$

Si se considera que las FVR de la cuenca tienen una dimensión constante (ancho de 15 m y longitud de 300 m) los valores de ERS estimados dependieron básicamente de la variación en el área de drenaje correspondiente a la ecuación 9. Mediante el mismo procedimiento descrito arriba para la estimación de la ERS se obtuvo una eficacia de retención de nutrientes (ERN) por FVR de 60%.

Tabla 2. Parámetros de entrada utilizados en el modelo VFSSMODEL para la obtención de la eficacia de retención de las franjas de vegetación ribereña.

UH área de drenaje	VFS área de la franja vegetación ribereña
Lluvia mm: 50 Tipo de lluvia SCS: II	Cobertura de vegetación: pastizal-pastura cultivada tipo festuca
Duración lluvia: 4 h, curva número SCS: 86	Pendiente media de la franja: 5%
Área de drenaje: 10 ha. Longitud del flujo: 100 m. Pendiente media de la vía de flujo: 3%	Rugosidad de superficie: 0.04 Dimensión de franja: ancho variable (desde 3 a 100 m) * longitud constante 100 m
Tipo suelo: franco. Materia orgánica: 2%. Dp (D50): 35 µm Factor K: 0.04 Factor C: 0.3 Factor P: 1	Tipo de suelo: franco limoso Sedimentogramas e hidrogramas desde UH

La retención de nitrógeno por los humedales es controlada básicamente por tres procesos: denitrificación, absorción en biomasa y sedimentación (Mitsch y Gosselink 2000). Sin embargo, la denitrificación es el proceso más importante (Mitsch 1995) y explica entre 60 y 90% de la retención de nitrógeno total en los humedales (Jansson et al. 1994). Frente a la ausencia de modelos específicos para los humedales de la zona, y bajo el supuesto de que la retención de nitrógeno puede ser explicada sólo por denitrificación (Mitsch 1995), se aplicó una ecuación empírica exponencial que contempla tanto el área del humedal como los ingresos del nutriente al mismo (Byström 1998):

$$N_{ret} = A_H^a * N_{in}^b * 7.56 \tag{10}$$

en donde N_{ret} es el NT retenido por el humedal (en $t.h^{-1}.año^{-1}$), A_H es el área del humedal (ha), y N_{in} es la cantidad de NT ($t.h^{-1}.año^{-1}$) que ingresa al humedal por año; a y b, primer y segundo

exponente, siendo $a=0.51$ y $b=0.49$. Para obtener las cantidades anuales de NT que llegan a los humedales, los flujos de nitrógeno calculados para el evento de lluvia fueron extrapolados según la lluvia acumulada anual promedio de los últimos diez años en la zona. El fósforo retenido por los humedales fue calculado a partir de una ecuación empírica obtenida por Kadlec y Knight (1996) para un gran número de humedales:

$$P_{out} = P_{in}^{0.96} * 0.34 \tag{11}$$

siendo P_{out} el PT ($t.h^{-1}.año^{-1}$) a la salida del humedal, y P_{in} la carga de PT que ingresa al humedal ($t.h^{-1}.año^{-1}$).

Por último, implementando la extensión Accumplus 1.0 en ArcGIS 9.2 se incorporaron las capas de retención de contaminantes al modelo general y se calculó la reducción por parte de los filtros expresada como porcentaje de la carga inicial para cada desembocadura de las microcuencas.

Limitaciones y supuestos del modelo

El modelo estima cargas de contaminantes por unidad de área de drenaje, medias anuales para una cuenca de límites definidos. Se simula una precipitación uniforme en toda la cuenca para un evento típico y luego se estiman las toneladas anuales según la lluvia acumulada anual promedio de los últimos años para la zona. La liberación o exportación de sedimentos resulta sólo de procesos erosivos que ocurren en las áreas de drenaje y no hay aportes de sedimentos por erosión de los márgenes de los cauces (e.g., canalizaciones). El nitrógeno y el fósforo son liberados por procesos erosivos de acuerdo al uso de la tierra. No hay aporte de nutrientes desde la atmósfera por mineralización, o aportes de fuentes de contaminación puntuales. De esta manera, las pérdidas o exportación de contaminantes se encuentran subestimadas en el modelo. Todo el transporte de sedimentos, PT y NT se da por escurrimiento o flujo lateral (no se tiene en cuenta el flujo subterráneo). La deposición de sedimentos (a partir del SDR) y el decaimiento de nutrientes (según una cinética de primer orden) ocurren durante el transporte por escurrimiento, pero no se modelan estos procesos dentro de los cauces.

Para estimar la eficacia de retención de FVR con el modelo VFSSMODEL se consideran como constantes el evento de tormenta de una probabilidad de ocurrencia de 10 años, la longitud del flujo y el área que drena hacia los cauces, la cobertura vegetal de las FVR (comunidades de pastizales sin degradación), suelo de textura franco limoso, pendientes aproximadas de 5%, mientras que el ancho de la FVR varía en cada simulación obteniendo resultados de eficacia de retención para cada una. Para modelar la retención por humedales se asume que la capacidad de retención de los humedales depende fundamentalmente de las cargas de contaminantes que ingresan a ellos, y de su área, según ecuaciones empíricas, y no se contempla la incidencia de otras características como la presencia de macrófitas en ellos, la forma o la profundidad de los mismos, o el tiempo de residencia hidráulica.

ESTUDIO DE CASO: LA CUENCA MAR CHIQUITA

La utilidad potencial del MOCAS se ilustra aquí mediante su aplicación a una cuenca agrícola del sudoeste de la Región Pampeana, la Cuenca Mar Chiquita. Esta cuenca tiene aproximadamente un millón de hectáreas; incluye porciones de la Pampa Deprimida y la Pampa Austral, y su vegetación nativa incluye comunidades de pastizal de la Pampa Húmeda y de la Pampa Austral descriptas por León (1991). El clima es templado, con precipitación suficiente todos los meses y temperatura media del mes más caluroso inferior a 22 °C (clasificación de Köppen-Geiger). La precipitación media anual acumulada es de alrededor de 900 mm, con máximos de 100 mm en los meses estivales de diciembre y marzo. En la cuenca se combinan los diferentes usos de la tierra presentes en el resto de la Región Pampeana: agrícola de acuerdo a la aptitud de las tierras, hortícola y forestal en muy baja proporción, pasturas y pastizales naturales en los sectores de menor aptitud desplazadas hacia la pampa deprimida y pastizales de las cerrilladas y sierras presentes únicamente en los sectores de sierras de la Pampa Austral. La hidrología se caracteriza por la presencia de arroyos de llanura, lagunas, bañados y bajos anegables, y dentro de sus límites se encuentra la albufera Mar Chiquita, una Reserva MAB (UNESCO). La mayor parte de los arroyos que aportan a la albufera tienen sus nacientes en las sierras del sistema de Tandilia. Desde NO a SE, el primer arroyo es el Arroyo Grande, que se origina en las Sierras de Balcarce entre los Cerros de la Virgen y El Morro. Tiene por afluente al Arroyo El Invierno por margen derecha y, “a posteriori” a los arroyos Bachicha (o el Verano) y Guaranguyú (o Crespo) por la misma margen, para aportar tanto natural como artificialmente a la Laguna Mar Chiquita. Los arroyos Pantanoso y Del Junco, nacidos en los sectores de Cinco Cerros-Sierra de Bachicha y del Volcán, respectivamente, conforman el Arroyo Las Negras. Por último, en las Sierras del Volcán y La Vigilancia reconoce sus nacientes el Arroyo Dulce. Los cursos desde el Arroyo Grande hasta el Arroyo Vivoratá son tributarios por vía artificial o natural del sistema de la Laguna Mar Chiquita. Algunas consecuencias de la expansión creciente de la frontera agrícola en esta cuenca son los avances sobre la vegetación hidrófila en márgenes de arroyos y humedales y el remplazo de pastizales naturales por cultivos, principalmente en la Pampa Austral (Zelaya 2008).

La cuenca alta corresponde al sector de la Pampa Austral de la cuenca, en donde confluye la presencia de las sierras; es decir, los relieves más pronunciados, por lo general cubiertos por pastizales serranos, junto a suelos de mayor aptitud de uso agrícola. La cuenca baja corresponde a sectores de la Pampa Deprimida, en donde la ausencia de pendientes y las malas condiciones de drenaje dificultan la generación de escurrimiento, y dan lugar a lagunas y humedales y resultan en un suelo de menor aptitud agrícola; por lo tanto, en esta zona se dan a menudo usos ganaderos con coberturas de pasturas y pastizales naturales.

Análisis de resultados

Se realizaron pruebas de t o ANOVAS univariados para comparar si las cargas de contaminantes exportadas, transportadas y acumuladas en los cauces difieren entre sectores de diferente elevación y pendiente media de la cuenca, y para comparar si las cargas de contaminantes en los cauces se redujeron significativamente luego de la inclusión de filtros en cada subcuenca. Luego se generaron metamodelos orientados a predecir el producto de los procesos descriptos a través de expresiones matemáticas más simples (Kleijnen 1979). Para ello se realizaron regresiones múltiples con el método “stepwise” a fin de identificar los descriptores más relevantes de la estructura del paisaje (Tabla 3) que inciden sobre las pérdidas área-específicas de NT, PT y sedimentos, y sobre la reducción simulada de las cargas por parte de los filtros.

Tabla 3. Variables utilizadas en los modelos de regresión múltiple para predecir la exportación, acumulación y reducción en las cargas de sedimentos, nitrógeno y fósforo total.

Variables	Medición	Parámetro (unidades)
Composición del paisaje	Uso de la tierra (agrícola, pasturas, pastizal, pastizal serrano, urbano, hortícola, forestal, franjas ribereñas y humedales). franjas/cultivos; pastizales / cultivos (cocientes de coberturas)	Proporción de cada uso con respecto al área de la microcuenca (%)
Configuración del paisaje	Proximidad parches cultivo Proximidad parches pastizal	Índice de proximidad
Fisiográficas	Elevación media Pendiente Interacción elevación-pendiente Longitud y grado de pendiente que recorre el flujo superficial	Metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) % % Pendiente en la cuenca alta (>50 m.s.n.m.) y en la cuenca baja (<50 m.s.n.m.) Factor LS RUSLE
Edáficas	Erodabilidad de suelo Capacidad de infiltración	Factor K RUSLE t.ha.h/ha.MJ.mm curva número CN
Cobertura vegetal	Protección a erosión Rugosidad	Factor C Coeficiente “n” o “k”
Hidrológicas	Lámina de escurrimiento Velocidad de escurrimiento Tiempo de viaje Distancia a divisorias Distancia a arroyos	Q mm m/día días m m

Análisis de sensibilidad del modelo MOCAS

Se realizó un análisis de sensibilidad para obtener una mayor comprensión del funcionamiento del modelo, de cuáles son los parámetros más sensibles para cada tipo de contaminante y la interacción (correlación) entre parámetros.

Para llevar a cabo el análisis se ejecutó el modelo modificando cada parámetro por separado en $\pm 5\%$, y se calcularon los índices de elasticidad (E). Estos índices reflejan en valor porcentual el cambio en las variables dependientes (en este caso, el resultado del modelo MOCAS) en relación a cambios en las variables independientes (parámetros del modelo). A mayor valor de E, mayor sensibilidad del modelo a cambios en ese parámetro, según:

$$E = \Delta Y / \Delta X \quad (12)$$

siendo $\Delta Y = (\text{salida del modelo al incrementar el parámetro } Y \text{ en } 5\%) - (\text{salida del modelo al disminuir el parámetro } Y \text{ en } 5\%) / (\text{salida del modelo al incrementar el parámetro } Y \text{ en } 5\%) * 100$; y $\Delta X = \%$ de cambio del parámetro ($=10\%$). La salida del modelo es igual a la diferencia entre cargas de contaminantes en cauces promedio por subcuenca antes y después de la implementación de filtros (FVR y H). Con esta metodología se obtuvieron los valores de E de cada parámetro evaluado para 61 microcuencas del área de estudio, y luego se realizó un promedio entre subcuencas obteniéndose un único valor de E para cada parámetro.

RESULTADOS

Análisis de la simulación de exportación de contaminantes

El modelo predijo mayor exportación de sedimentos de NT y de PT en sectores de la cuenca con pendientes medias superiores a 1% vs. aquellos con pendientes medias más bajas ($F_{1,62}=119$, $P=0.000$; $F_{1,62}=90.75$, $P=0.000$; $F_{1,62}=118.42$, $P=0.000$, respectivamente) (Figura 1).

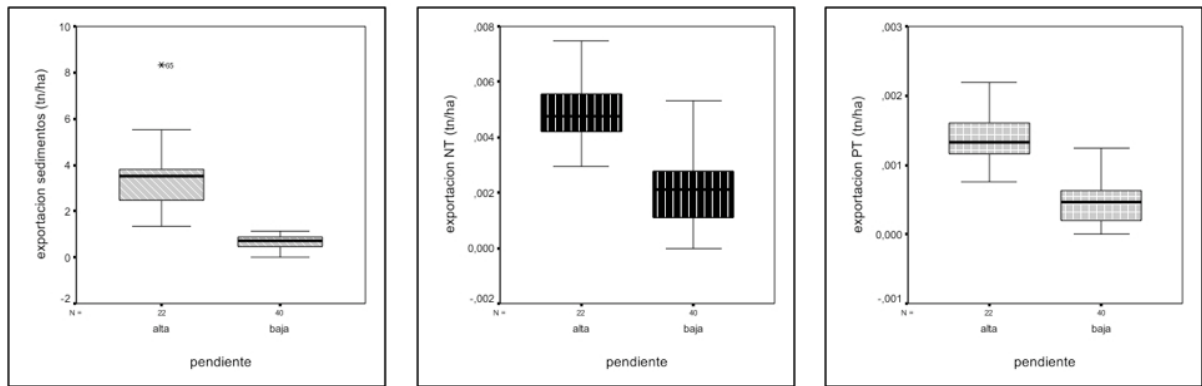


Figura 1. Exportación de sedimentos, nitrógeno y fósforo (t/ha) según clases de pendiente media de la cuenca.

La pérdida de sedimentos en toneladas/ha fueron relacionadas por el modelo al porcentaje de pendiente del terreno (modelo 1), a la proporción de superficie de cada subcuenca cubierta por cultivos (incluyendo al uso hortícola) (modelo 2), y a la combinación entre la proporción de superficie de pastizales serranos y pendientes (modelo 3) (Anexo 1). El modelo predijo mayores pérdidas de NT y PT en subcuencas con elevaciones y pendientes medias mayores (modelos 4 y 7), y al igual que la simulación de pérdidas de sedimentos, la exportación de NT y PT fue mayor a mayor superficie relativa cubierta por uso agrícola y hortícola (modelos 5 y 8). Por último, la combinación de variables fisiográficas y de composición del paisaje (modelo 6) arrojó un mejor ajuste que los modelos por separado para estimar la exportación de NT (Anexo 1).

Análisis de transporte, decaimiento y acumulación de contaminantes

El modelo predice mayor acumulación de sedimentos a mayor distancia a divisorias de agua y, por lo tanto, de longitud recorrida por el escurrimiento (modelo 1), mientras que la acumulación de nutrientes se incrementa a mayor recorrido del escurrimiento y se reduce a mayor rugosidad de la superficie y mayor tiempo de viaje (modelos 2 y 3) (Anexo 2).

Análisis de retención de contaminantes por filtros

La inclusión de la capacidad de filtrado de las FVR al modelo general redujo de manera significativa las cargas de sedimentos ($t=3.89$, $df=61$, $P<0.001$), de NT ($t=3.34$, $df=61$, $P=0.001$) y de PT ($t=3.46$, $df=61$, $P<0.001$) en las desembocaduras de las subcuencas. De la misma manera, la inclusión simulada de humedales como filtros redujo significativamente las cargas de sedimentos ($t=2.569$, $df=61$, $P=0.013$), de NT ($t=2.48$, $df=61$, $P=0.016$) y de PT ($t=2.45$, $df=61$, $P=0.017$). En la cuenca alta de Mar Chiquita (elevación media superior a 50 m.s.n.m.) la inclusión de FVR produjo reducciones significativas de las cargas de contaminantes (sedimentos: $t=3.56$, $df=32$, $P=0.001$; NT: $t=3.488$, $df=32$, $P=0.001$; PT: $t=3.39$, $df=32$, $P=0.002$), pero esto mismo no ocurrió en respuesta a la inclusión de humedales como filtros. En cambio, en la cuenca baja, tanto la inclusión de FVR como de H produjeron reducciones significativas de las cargas de los tres contaminantes (Tabla 4).

Tabla 4. Carga media ($\pm$ desvíos) simulada de contaminantes en la desembocadura de las subcuencas en presencia o ausencia de franjas de vegetación ribereña y/o humedales.
*sed-acc: carga de sedimentos acumulados en cauces, NT-acc: carga de nitrógeno total acumulado en cauces, PT-acc: carga de fósforo total acumulado en cauces. Sin filtros: sin la acción de FVR y/o H. FVR: aplicando franjas de vegetación ribereña como filtros y H: aplicando humedales como filtros.

	Cuenca completa		Cuenca alta		Cuenca baja	
Contaminante*	Media $\pm$ (DS)	N	Media $\pm$ (DS)	N	Media $\pm$ (DS)	N
Sed-acc sin filtros (t)	5016.07 $\pm$ (1275.35)	62	2992.02 $\pm$ (817.78)	33	7319.30 $\pm$ (2519.9)	29
Sed-acc-FVR (t)	44.26 $\pm$ (7.51)	62	70.29 $\pm$ (12.20)	33	14.64 $\pm$ (3.22)	29
Sed-acc-H (t)	3955.09 $\pm$ (1191.38)	62	2922.47 $\pm$ (818.67)	33	5130.15 $\pm$ (2376.2)	29
NT-acc sin filtros (t)	10.23 $\pm$ (3.046)	62	5.18 $\pm$ (1.46)	33	15.99 $\pm$ (6.18)	29
NT-acc-FVR (t)	0.045 $\pm$ (0.007)	62	0.07 $\pm$ (0.01)	33	0.017 $\pm$ (0.002)	29
NT-acc-H (t)	8.00 $\pm$ (2.81)	62	5.11 $\pm$ (1.47)	33	11.29 $\pm$ (5.78)	29
PT-acc sin filtros (t)	265.54 $\pm$ (0.76)	62	1.45 $\pm$ (0.42)	33	4.02 $\pm$ (1.53)	29
PT-acc-FVR (t)	0.012 $\pm$ (0.0019)	62	0.02 $\pm$ (0.00)	33	0.004 $\pm$ (0.00)	29
PT-acc-W (t)	210.61 $\pm$ (0.711)	62	1.43 $\pm$ (0.42)	33	2.87 $\pm$ (1.44)	29

Según los modelos de regresión múltiple (Anexo 3) las variables que mejor predicen el efecto de las FVR como filtros sobre la carga de contaminantes en la cuenca alta fueron diferentes de aquellas identificadas para la cuenca baja. En el primer caso, las variables seleccionadas resultaron: a) la superficie relativa cubierta por filtros (área FVR/área subcuenca) (todos los modelos), y b) la superficie relativa cubierta por pastizales serranos (modelos 2, 4 y 6). En cambio, en segundo caso las variables seleccionadas fueron: a) el índice superficie de pastizal/superficie de cultivo (modelos 7 y 8), b) el índice área FVR/superficie de cultivo (modelos 8, 9, 10, 11, 12, 13 y 14), y c) el área FVR/área subcuenca (modelos 10, 11, 13, y 14).

Los modelos de regresión múltiple (Anexo 4) que mejor predicen el efecto de los H como filtros sobre la carga de contaminantes para la cuenca alta fueron: la superficie cubierta por uso forestal

(modelo 1), la combinación entre la superficie forestal y la proximidad entre parches de pastizal (modelo 2), la proximidad entre parches de pastizal (modelos 3 y 5) y esta última variable junto a la superficie de cultivos y hortícola (modelos 4 y 6). Para la cuenca baja, las mejores variables predictoras fueron: la superficie de humedales (modelos 7, 10 y 13), la superficie de humedales junto a la superficie cubierta por uso forestal (modelos 8, 11 y 14) y las dos variables anteriores sumadas al índice área pastizal / área cultivo (modelos 9, 12 y 15).

Análisis de sensibilidad del modelo MOCAS

De acuerdo a sus índices de elasticidad, las cargas de los contaminantes simuladas por el modelo fueron más sensibles a cambios en los parámetros que determinan la eficacia de retención ejercida por H y FVR. Las cargas de sedimentos también mostraron sensibilidad a cambios en parámetros que determinan la exportación de los mismos como el factor de protección de erosión por la vegetación (factor C) y la erodabilidad del suelo (factor K). Mientras que las cargas de NT y PT fueron sensibles a parámetros que determinan su exportación como la cantidad de escurrimiento determinada por el factor CN y su tiempo de transporte, el cual determina la tasa de degradación y depende en parte de la reducción en la velocidad del flujo superficial ejercida por la rugosidad de la vegetación (Tabla 5).

Tabla 5. Ranking de parámetros utilizados por el modelo MOCAS según el valor de sus índices de elasticidad (E) (sólo se incluyen los parámetros ranqueados dentro de las primeras 5 posiciones).

Ranking	Sedimentos	E	NT	E
1	Parámetro “b” ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	2.92	Parámetro “a” ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	4.33
2	Ordenada al origen de ecuación eficacia FVR (ecuación 9)	2.67	Parámetro “b” ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	3.28
3	Ancho FVR (ecuación 9)	1.09	constante ecuación eficacia humedales (ecuación 10)	0.34
4	Factor C Rusle	0.92	CN curva número	0.23
5	Factor K Rusle	0.92	Coeficiente de rugosidad K	0.15

DISCUSIÓN

La metodología propuesta permite identificar patrones de flujo y acumulación de contaminantes y determinar cómo inciden sobre éstos la variación espacial de la configuración del paisaje y la inclusión de las buenas prácticas de manejo.

Para regiones que no cuentan con amplias bases de datos (generadas o disponibles), esta metodología facilita un primer abordaje cualitativo sobre el flujo superficial de contaminantes a escala de cuenca hidrográfica.

Las mejores variables predictivas de la exportación de contaminantes simuladas por el modelo fueron la combinación de variables fisiográficas (pendiente media) con los usos de la tierra

(superficie agrícola y hortícola). De esta manera se esperan mayores pérdidas o exportación de los tres contaminantes en subcuencas con elevación y pendiente media altas, de mayor superficie cubierta con uso agrícola y hortícola, mientras que estas pérdidas se reducirían a mayor superficie cubierta por pastizales serranos cuyos remanentes ocurren en los sectores de mayores pendientes. El modelo predice que estas pérdidas se irían acumulando a medida que se alejan de las divisorias de aguas y se acercan a los cauces y desde cauces de primer orden a órdenes mayores hasta la desembocadura de toda la cuenca. Cuanto mayor es el recorrido del flujo superficial mayor es también la acumulación de contaminantes ya que existen más oportunidades de aportes desde arroyos intermitentes hacia los arroyos permanentes. Sin embargo, cuanto mayor es la distancia de recorrido del escurrimiento desde su origen hasta que alcanza un cauce permanente, mayores son las oportunidades de depositación y degradación durante su transporte y por lo tanto, menor la acumulación final. La degradación también se incrementaría por medio de distintos procesos que retardan la velocidad del flujo aumentando el tiempo de viaje del mismo desde la divisoria hasta el cauce, como por ejemplo, cuando la velocidad del flujo es reducida por la fricción de la superficie ejercida por distintas coberturas vegetales.

Estudios realizados en diferentes regiones del mundo indican que para apreciar un cambio significativo en la calidad del agua de una cuenca es necesario que los humedales constituyan como mínimo de 2 a 8% del área de drenaje (Verhoeven et al. 2006). Así mismo. la mayoría de los estudios enfocados en la valoración de FVRs como unidades filtro a escala de cuenca se basan sobre la utilización de la totalidad de los filtros a lo largo de los cauces (Fennessy y Cronk. 1997, McKergow et al. 2003, Debel et al. 2009). En el caso estudiado en este trabajo, el área de humedales fue menor a 2% del área de la cuenca y las FVR consideradas representaron sólo 10% del área de la cuenca. A pesar de que la superficie de FVRs y de Hs representó una proporción muy pequeña del área de estudio, las simulaciones realizadas con el modelo MOCAS arrojaron reducciones relevantes y significativas de las cargas de nutrientes y sedimentos en los cauces. Esto muestra la importancia de la incorporación de ambos tipos de filtros (FVR y H) en estudios enfocados a optimizar la implementación de buenas prácticas de manejo a gran escala, aunque su importancia relativa varió con la posición topográfica dentro de la cuenca. Según los modelos de regresión múltiple, los filtros ejercieron mayor efecto relativo en las subcuencas con mayor altitud media y mayor proporción de agricultura, o sea, en aquellas subcuencas con mayores pérdidas, transporte y acumulación de contaminantes.

El modelo resultó más sensible a la variación de los parámetros de las ecuaciones que describen la eficacia de retención por FVR y H (ecuaciones 9 y 10, respectivamente) y al ancho de franja (también utilizado para la estimación de eficacia de retención de las VDFSMOD) que aquellos relacionados con la determinación de la carga exportada o de la pérdida de contaminantes por subcuenca (el factor C de Rusle, CN y la rugosidad superficial “k”). Estos resultados sustentan la importancia de priorizar la asignación de futuros esfuerzos a la calibración de los parámetros que definen la eficacia de retención de H y FVR para la zona de estudio.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

El modelo presentado en este trabajo (MOCAS) representa un esfuerzo por integrar el conocimiento actualmente disponible para valorar la importancia relativa de las unidades de paisajes agrícolas según su aporte a la provisión de agua limpia mediante el filtrado del escurrimiento superficial. En este sentido, la principal utilidad del MOCAS no reside en su poder predictivo sobre el flujo y la retención de nutrientes y sedimentos en términos absolutos, sino en la identificación de áreas prioritarias para la conservación o restauración de ambientes ribereños y humedales por su capacidad relativa de retención de esos contaminantes. Si bien la aplicación del modelo al caso de estudio permitió ilustrar su utilidad potencial para la identificación de áreas críticas, en su versión actual el MOCAS ofrece una mayor “utilidad de desarrollo” que “utilidad de producto”. Además de la identificación de vacíos de información que debieron ser aproximados de forma provisoria, la elasticidad puesta de manifiesto por los parámetros aproximados permitió poner en evidencia la importancia relativa de distintos procesos que determinan el filtrado de sedimentos y nutrientes, así como el reconocimiento de los principales procesos y parámetros a ajustar en futuras versiones del modelo antes de proceder a su validación. Por último, el meta-modelado basado sobre las predicciones preliminares del modelo posibilitó identificar una serie de predictores útiles para el desarrollo de modelos simples e índices para la evaluación rápida de las áreas de exportación y de retención de sedimentos y nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el INTA, la Universidad Nacional de Mar del Plata y el FONCyT (PICT04 No. 20-25532).

BIBLIOGRAFÍA

Alexander, R.B., R.A. Smith, G.E. Schwarz, E.W. Boyer, J.V. Nolan, et al. 2008. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: American Chemical Society. Environmental Science & Technology 42(3):822-830. dx.doi.org/10.1021/es0716103 (último acceso: 08/11/2010).

Allinson, G.F.S., R.J. Stagnitti, R.J. Salzman, M. Hill, S. Coates, et al. 2000. Strategies for the sustainable management of industrial wastewater. Determination of the chemical dynamics of a cascade series of five newly constructed ponds. Phys. Chem. Earth (B) 25:629-634.

Bankes, S. 1993. Exploratory modeling for policy analysis. Operations Research 41:435-449.

Brown, S.A., S.M. Stein y J.C. Warner. 2001. Urban drainage design manual. Hydraulic Engineering Circular 22. 2da edición. Washington, D.C.: Federal Highway Administration. EE.UU.

Bystrom, O. 1998. The Nitrogen abatement cost in wetlands. Ecological Economics 26:321-331.

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correl, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, et al. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecol. Appl. 8:559-568.

Diebel, M.W., J.T. Maxted, D.M. Robertson, S. Han y M.J. Vander Zanden. 2009. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction III: assessing phosphorous and sediment reduction potential. Environmental Management 43:69-83.

Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi y D. Lee. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 32:513-19.

Dosskey, M.G. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. Environ. Manage. 28:577-598.

Jansson, M., R. Andersson, H. Berggren y L. Leonardson. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. Ambio 23:320-325.

Jeje, Y. 2006. Export Coefficients for Total Phosphorus. Total Nitrogen and Total Suspended Solids in the Southern Alberta Region. Alberta Environment. Edmonton. Alberta. Canada.

Johnston, C.A., N.E. Detenbeck y G.J. Niemi. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. Biogeochemistry 10:105-141.

Kadlec, R.H. y R.L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. CRC Press. Boca Raton, FL. EE.UU.

Kleijnen, J.P.C. 1979. Regression Metamodels for Generalizing Simulation Results. IEEE transactions on systems, man and cybernetics, 9(2):93-96.

Knisel, W.G., F.M. Davis y R.A. Leonard. 1992. GLEAMS Version 210: Users Manual. Pre-Publication Copy. US Department of Agriculture. Agricultural Research Service. Available from University of Georgia. Coastal Plain Experiment Station. Bio. and Ag. Engineering. Tifton. GA. UGA-CPES-BAED Publication No. 5. Pp. 259.

Liu, Y.B., J. Corluy, A. Bahremand, F. De Smedt, J. Poorova, et al. 2006. Simulation of runoff and phosphorus transport in a Carpathian catchment, Slovakia. *River Research and Applications* 22:1009-1022. doi:10.1002/rra.953.

Mitsch, W.J. 1995. Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps : Kessler. En: E. and M. Jansson (eds.). 1994. Special Issue of *Ambio* 23:319-386. Royal Swedish Academy of Sciences. Stockholm. *Ecological Engineering* 5:123-125.

Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. New York, NY: Van Nostrand Reinhold Company Inc.

Moore, I. y G. Burch. 1986a. Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal* 50:1294-1298.

Muñoz-Cárpena, R. y J.E. Parsons. 2003. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & User's manual version 2.x.

Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry y J.R. Williams. 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2005. Grassland. Soil and Water Research Laboratory. USDA-ARS & Blackland Research Center. Texas A&M University Agricultural Experiment Station.

Ouyang, D., J. Bartolic y J. Seleguean. 2005. Assessing Sediment Loading From Agricultural Croplands in the Great Lakes Basin. *Journal of American Science* 1:14-21.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.

Prosser, I.P. y P.B. Hairsine. 1995. The role of perennial grasses in reducing erosion and nutrient loss. Pp. 8-15 en: Curtis, A. y J. Miller (eds.). *Community Grasses Project Workshop*. Albury, NSW. Charles Sturt University, The Johnstone Centre of Parks, Recreation and Heritage.

Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies y J.P. Porter. 1991. RUSLE: Revised Universal Erosion Equation. *J. Soil and Water Conservation* 46:30-33.

Rossmann, L.A. 2004. Storm water management model User's manual version 5.0. Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati. EE.UU.

SCS. 1972. SCS national engineering handbook. Washington, D.C. U.S. Dept. of Agriculture. Soil Conservation Service. EE.UU.

Skop, E. y P.B. Sørensen. 1998. GIS-based modelling of solute fluxes at the catchment scale: a case study of the agricultural contribution to the riverine nitrogen loading in the Vejle Fjord catchment. Denmark. *Ecological Modelling* 106:291-310.

Tomer, M.D., D.E. James y T.M. Isenhardt. 2003. Optimizing the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:198-206.

Troeh, F.R., J.A. Hobbs y R.L. Donahue. 1980. Soil and water conservation for productivity and environmental protection. Prentice-Hall. New York. EE.UU. Pp. 718.

U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service (USDA-SCS). 1968. Hydrology. supplement A to section 4 Engineering Handbook. U.S. Department of Agriculture. Washington, D.C. EE.UU.

USEPA. 1983. Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Volume 1 - Final Report. Water Planning Division. Washington, D.C. EE.UU.

Vanoni, V.A. 1975. *Sedimentation Engineering. Manual and Report No. 54*. American Society of Civil Engineers. New York, NY. EE.UU.

Verhoeven, J.T., A.B. Arheimer, C. Yin y M.M. Hefting. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2):96-103.

Wilkinson, S., A. Jansen, R. Watts, A. Read y T. Miller. 2004. Techniques for targeting protection and rehabilitation of riparian vegetation in the Middle and 66 Upper Murrumbidgee Catchment. CSIRO Land and Water Technical Report No. 37/04.

Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. The USDA Agricultural Handbook No. 537.

Zelaya, D.K. y F.N. Cabria. 2008. Relación entre el uso del suelo y la capacidad de uso de las tierras. En: Barbosa, O.A. (ed). *Resúmenes del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo*. 1a edición. Buenos Aires. Asociación Argentina de la Ciencia del suelo.

Zhaoning, G., G. Huili, D. Wei y Z. Wenji. 2005. The creation and analysis of riparian buffer zones based on RS and GIS - a case study on Beijing guanting watershed. *Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS '05. Proceedings*. 2005 IEEE International 3:1891-1895.

ANEXO

1. Modelos de regresión múltiple para la exportación de sedimentos, nitrógeno total y fósforo total por subcuenca. En los modelos 4 a 8, la función ajustada pasa por el origen

	Modelos de exportación de sedimentos (t/ha)									
Modelo	1			2			3			
		Constante	Pendiente (%)		Constante	Superficie hortícola y agrícola (%)		Constante	Pendiente (%)	Superficie de pastizales serranos (%)
R²	0.86			0.78			0.9			
Beta		-0.419	1.57		0.807	0.857		-0.697	1.98	-2.55
t		-3.148	18.99		6.52	12.97		-5.76	19.44	-5.43
P		0.003	<0.001		<0.001	<0.001		<0.001	<0.001	<0.001

	Modelos de exportación de nitrógeno total (t/ha)									
Modelo	4			5		6				
		Elevación media	Pendiente (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)	Distancia a arroyos (m)	Pendiente (%)	
R²	0.7			0.79		0.82				
Beta		0.615	0.294		0.893		0.592	0.231	0.235	
t		6.49	3.1		15.36		5.67	3.21	2.68	
P		<0.001	0.003		<0.001		<0.001	0.002	0.01	

	Modelos de exportación de fósforo total (t/ha)					
Modelo	7			8		
		Elevación media (m.s.n.m.)	Pendiente (%)		Superficie hortícola y agrícola (%)	
R²	0.73			0.83		
Beta		0.612	0.321		0.914	
t		6.85	3.6		17.46	
P		<0.001	0.001		<0.001	

2. Modelos de regresión múltiple para el transporte y acumulación de contaminantes por subcuenca

	Modelos de acumulación de sedimentos (t)				
Modelo	1				
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Factor longitud y grado de la pendiente (LS)	
R²	0.71				
Beta		-5133	5299	4010	
T		-3.89	8.71	2.28	
P		<0.001	<0.001	0.029	

	Modelos de acumulación de nitrógeno total (t)					
Modelo	2					
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Rugosidad superficial	Tiempo de viaje (días)	
R²	0.81					
Beta		16.31	0.008	-75.64	-0.81	
T		2.83	10.35	-3.9	-2.2	
P		0.008	<0.001	<0.001	0.035	

	Modelos de acumulación de fósforo total (t)					
Modelo	3					
		Constante	Distancia a divisorias de agua (m)	Coef. de Rugosidad k (m/s)	Tiempo de viaje (días)	
R²	0.788					
Beta		4.144	0.002	-18.96	-0.026	
T		2.147	9.902	-3.29	-2.41	
P		0.022	<0.001	0.002	0.022	

3. Modelos de regresión múltiple para la reducción porcentual en la carga de contaminantes (sedimentos, nitrógeno y fósforo total) por parte de las franjas de vegetación ribereña según distintos sectores de la cuenca. En los modelos xx, yy, zz, el modelo ajustado pasa por el origen

Sedimentos (%)								
Cuenca alta	Modelo	1			2			
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)
	R ²	0.604			0.678			
	Beta		38.69	7.6		57.56	5866	-2.68
	t		4.28	5.61		4.99	4.08	-2.31
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.033
	Nitrógeno total (%)							
	Modelo	3			4			
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)
	R ²	0.601			0.685			
	Beta		24.71	4.58		36.73	3.47	-1.72
	t		4.51	5.57		5.33	4.05	-2.46
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.024
	Fósforo total (%)							
	Modelo	5			6			
			Constante	Área de FVR (%)		Constante	Área de FVR (%)	Pastizales serranos (%)
	R ²	0.604			0.686			
	Beta		41	7.66		60.82	5.83	-2.82
	t		4.5	5.61		5.3	4.08	-2.44
	P		<0.001	<0.001		<0.001	0.001	0.025

Sedimentos (%)													
Cuenca baja	Modelo	7			8								
			Constante	Superficie pastizal / superficie cultivos		Constante	Superficie pastizal / superficie cultivos	Superficie FVR / superficie cultivos					
	R ²	0.274			0.508								
	Beta		99.45	-1.094		105.15	-1.048	-24.21					
	t		86	-3.28		56.7	-3.81	-358					
	P		<0.001	0.003		<0.001	0.001	0.001					
	Nitrógeno total (%)												
	Modelo	9			10				Modelo	11			
			Constante	Superficie FVR / superficie cultivos		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)	Superficie cultivos y hortícolas (%)
	R ²	0.208			0.417				R ²	0.53			
	Beta		60.93	-8.45		60.12	-14.25	0.399	Beta		62.64	-23.81	1.064
	t		76.81	-2.79		82.61	-4.48	3.15	t		53.57	-5.11	3.8
	P		<0.001	0.01		<0.001	<0.001	0.004	P		<0.001	<0.001	0.001
	Fósforo total (%)												
	Modelo	12			13				Modelo	14			
			Constante	Superficie FVR / superficie cultivos		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)		Constante	Superficie FVR / superficie cultivos	Área de FVR (%)	Superficie cultivos y hortícolas (%)
	R ²	0.18			0.375				R ²	0.494			
	Beta		101.47	-13.88		100	-23.71	0.676	Beta		104.6	-40.84	1.87
	t		72.16	-2.58		76.27	-4.13	2.97	t		49.5	-4.85	3.69
	P		<0.001	0.016		<0.001	<0.001	0.007	P		<0.001	<0.001	0

4. Modelos de regresión múltiple para el efecto de los humedales sobre carga de contaminantes (sedimentos, nitrógeno y fósforo total) según distintos sectores de la cuenca

		Sedimentos (t)						
Cuenca alta	Modelo	1			2			
			Constante	Superficie Forestal (%)		Constante	Superficie Forestal (%)	Índice de proximidad de pastizales
	R²	0.605			0.709			
	Beta		-4.79	6.75		-5.44	6.01	0.002
	t		2.35	5.62		-3.08	5.64	2.8
	P		0.029	<0.001		0.006	<0.001	0.012
		Nitrógeno total (t)						
	Modelo	3			4			
			Constante	Índice proximidad pastizales		Constante	Índice de proximidad de pastizales	Superficie cultivos y hortícola (%)
	R²	0.572			0.778			
	Beta		0.208	0.004		-6.36	0.004	2.39
	t		0.13	5.26		-3.38	8.08	4.31
	P		0.893	<0.001		0.003	<0.001	<0.001
		Fósforo total (t)						
	Modelo	5			6			
			Constante	Índice de proximidad de pastizales		Constante	Índice de proximidad de pastizales	Superficie cultivos y hortícola (%)
	R²	0.565			0.776			
	Beta		0.23	0.004		-6.19	0.004	2.34
	t		0.15	5.19		-3.39	8.04	4.35
	P		0.877	<0.001		0.003	<0.001	<0.001

	Sedimentos (t)												
Cuenca baja	Modelo	7			8								
			Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)					
	R²	0.575			0.782								
	Beta		6.93	2		-10.39	1.98	4.23					
	t		1.12	6.01		-1.85	8.31	4.96					
	P		0.27	<0.001		0.077	<0.001	<0.001					
	Modelo	9											
			Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie pastizal / cultivos							
	R²	0.865											
	Beta		-12.83	1.37	6.29	-7.97							
	t		-3.5	5.13	10.11	-6.4							
	P		0.002	<0.001	<0.001	<0.001							
		Nitrógeno total (t)											
	Modelo	10			11			12					
			Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie de pastizal / superficie cultivos
	R²	0.695			0.821			0.878					
	Beta		4.36	2.02		-8.15	2	3.06		14.2	1.84	4.27	-3
	t		0.911	7.76		-1.74	10.04	4.3		2.09	10.7	7.5	-3.28
	P		0.37	<0.001		0.095	<0.001	<0.001		0.048	<0.001	<0.001	0.003
		Fosforo total (t)											
	Modelo	13			14			15					
			Constante	Superficie de humedales (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)		Constante	Superficie de humedales (%)	Superficie forestal (%)	Superficie de pastizal / superficie cultivos
	R²	0.695			0.821			0.878					
	Beta		4.17	2.01		-8.39	1.99	3.07		16.62	1.64	3.36	-91.75
	t		0.86	7.71		-1.78	9.99	4.3		2.6	8.5	5.69	-3.64
	P		0.39	<0.001		0.87	<0.001	<0.001		0.05	<0.001	<0.001	0.002

Capítulo 11

ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y UNA PERSPECTIVA HIDROGEOMÓRFICA COMO MARCO PARA LA VALORACIÓN ECOLÓGICA DE SUS BIENES Y SERVICIOS

Patricia Kandus¹, Rubén D. Quintana^{2,5}, Priscilla G. Minotti¹, Jorgelina del P. Oddi³, Claudio Baigún^{4,5}, Gabriela González Trilla^{1,5} y Darío Ceballos⁶

¹Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE), Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín. Peatonal Belgrano 3563, piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Bs. As., Argentina. Tel.: (54-11)4580-7264/7300 int. 106. Email Kandus: pkandus@unsam.edu.ar - ²Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH). Laboratorio de Ecología Regional, Dpto. de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II, Ciudad Universitaria, (1428)Ciudad de Buenos Aires, Argentina - ³Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. San Martín 451, Ciudad de Buenos Aires, Argentina - ⁴IIB-INTECH, Camino de Circunvalación, Laguna km 6, (7130)Chascomús, Pcia. de Bs. As. Argentina. ⁵Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ⁶Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Delta.

Resumen. Los humedales representan apenas el 5% de la superficie terrestre, pero revisten gran importancia por la cantidad y la calidad de los bienes y servicios que proveen a la sociedad. En Argentina, estos ecosistemas ocupan más de 21% de su superficie. La provisión de dichos bienes y servicios depende del mantenimiento de funciones clave que, en términos generales, están muy ligadas al funcionamiento hidrológico. Los enfoques hidrogeomórficos (HGMs) se proponen como marco para la clasificación de humedales y como herramienta para identificar y evaluar sus funciones. Dentro de este marco se analizan los principales tipos de humedales de Argentina.

¿QUÉ SON LOS HUMEDALES?

La Convención sobre los Humedales (Ramsar 1971) define el término humedal como “las extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporarias, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros”. Aun cuando esta definición es inclusiva por su amplitud, su carácter enumerativo no permite identificar de forma inmediata cuál es la esencia de estos ecosistemas. No obstante, este concepto sigue siendo el de mayor aceptación en la gestión ambiental tanto en Argentina como en el resto del mundo, en particular asociado a los compromisos vinculados con la aplicación de las directrices de la Convención de Ramsar.

Frente a la diversidad fisonómica y funcional de los ambientes mencionados podríamos definir a los humedales de manera simple como aquellos sistemas que permanecen con su suelo saturado con agua o en condiciones de inundación y/o anegamiento durante lapsos considerables, en particular en la época de crecimiento vegetal.

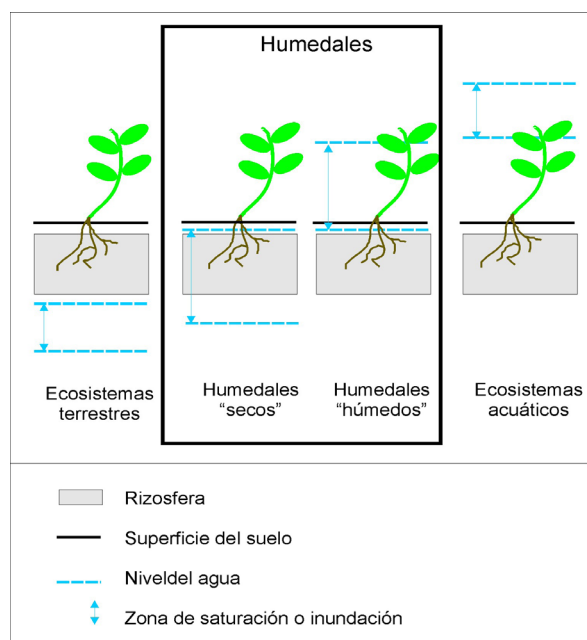


Figura 1. Esquema de los ecosistemas terrestres, acuáticos y humedales en relación a la variación del nivel de agua (adaptado de Brinson 2004).

Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Si bien el régimen climático contribuye a definir la existencia y el perfil ecológico de los humedales, la dependencia de sus propiedades estructurales y funcionales con el régimen hidrológico hace que hayan sido considerados como sistemas azonales. Es decir que su presencia no puede inferirse totalmente a partir de las condiciones climáticas generales circundantes (Mitch y Gosselink 2007). En este sentido, a través de su historia los humedales han sido considerados como una transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, no sólo en el espacio sino probablemente debido a una óptica de pensamiento clementsiano en la interpretación de sus procesos de cambio (Kandus 2000). Aun cuando en algunas situaciones los humedales constituyen transiciones o ecotonos

tierra-agua (e.g., ambientes costeros), en otras emergen como sistemas distintivos. Este es el caso de las turberas o las planicies de inundación. Diversos aspectos estructurales y funcionales de los humedales sugieren su diferenciación de los ambientes acuáticos y terrestres, en particular aquellos asociados a la presencia de aguas someras o a la alternancia de períodos de exceso-déficit (Figura 1). A diferencia de los humedales, en los sistemas terrestres la zona saturada con agua por lo general se encuentra por debajo de la rizosfera, en tanto que en los ecosistemas acuáticos los procesos biológicos tienen lugar dentro de la columna de agua.

En cuanto a su expresión espacial, puede tratarse de sistemas subregionales (Neiff y Malvárez 2004) por estar incluidos dentro de una región climática terrestre. Este sería el caso de los mallines y turberas en Patagonia o las vegas en la Región Altoandina. Sin embargo, en otros casos se trata de sistemas transregionales dado que un mismo sistema puede transgredir los límites de las regiones climáticas adyacentes o fitogeográficas terrestres. En este caso se pueden incluir las planicies de inundación de muchos grandes ríos (e.g., Paraná, Mississippi).

De acuerdo con la Sociedad de Científicos de Humedales (Society of Wetland Scientist, SWS), un humedal es un ecosistema que depende de inundaciones someras o de condiciones de saturación constante o recurrente de la superficie (Mitch y Gosselink 2007). Presenta rasgos físicos, químicos y biológicos que reflejan estos procesos, como suelos hídricos¹ y vegetación hidrófita. Con este enfoque hidrológico-funcional, la SWS supone que el límite seco de los humedales está dado por la presencia de estos rasgos, y el límite húmedo llega a dos metros bajo el agua, lo que sería una suerte de límite arbitrario en relación a la penetración de la luz y la actividad fotosintética. A su vez, Keddy (2000) hace énfasis en aspectos eco-fisiológicos y remarca, además, el predominio de procesos anaeróbicos en los suelos. Estos procesos anaeróbicos fuerzan a la biota, en particular a las plantas arraigadas, a presentar adaptaciones para tolerar la inundación.

En síntesis, las definiciones que intentan recuperar aspectos generales de los humedales apelan a la presencia y dinámica del agua como hilo conductor, y si bien el agua es un componente esencial de todos los ecosistemas, en el caso de los humedales se torna el factor determinante tanto de su existencia como de la diversidad de tipos, productividad y dinámica de nutrientes (Keddy 2000, Mitch y Gosselink 2007). Cambios en el régimen hidrológico suelen derivar en cambios masivos de la biota y de las funciones ecosistémicas y, por ende, de los bienes y servicios que brindan.

VALORES DESAPERCIBIDOS

A lo largo de la historia de la humanidad, los humedales han constituido sitios de gran atracción, donde florecieron culturas importantes debido a la oferta de agua y de numerosos recursos naturales básicos. Aún es factible encontrar indicios de esta ocupación temprana y de las distintas modalidades de uso de sus recursos en humedales de las más diversas regiones de la Tierra (Viñals et al. 2002). Ya en los humedales asociados al Nilo, en Egipto, y en los valles del Tigris y

¹ Según el National Technical Committee for Hydric Soils (NTCHS 1985), un suelo hídrico es “un suelo que en su condición natural (no drenado) está saturado, inundado o anegado el tiempo suficiente durante la estación de crecimiento, como para desarrollar condiciones de anaerobiosis que favorecen el crecimiento y regeneración de plantas hidrófitas”. Según el NTCHS, aun si el suelo es drenado o se impide su inundación es considerado un suelo hídrico porque se consideran las condiciones bajo las cuales fue formado (Richardson y Vepraskas 2001).

del Éufrates, florecieron las llamadas civilizaciones del agua. En América Latina, muchas de las grandes civilizaciones asentadas en este continente como los Mayas, Incas y Aztecas, también se desarrollaron a expensas de recursos extraídos de los humedales y aún hoy estos sistemas resultan críticos para el abastecimiento de buena parte de la población humana de esta región del planeta (Roggeri 1995, Carpenter et al. 2009).

Como contrapartida, en particular durante el último siglo, los humedales han sido considerados tierras improductivas y focos de generación de enfermedades. Esta perspectiva ha fundamentado su drenado, rellenado, y también la derivación de cursos de agua para permitir ganar tierras para usos terrestres (agropecuarios, forestales, zootécnicos o urbanos) o usos exclusivamente acuáticos (represas, acuicultura). En consecuencia, la degradación y pérdida de ecosistemas acuáticos y de humedales tiene lugar de manera más acelerada que la de los ecosistemas terrestres, ya que en ellos no se suelen usar esquemas de producción sustentable. Más de 50% de los humedales de los países industrializados han sido destruidos, y muchos otros, ubicados en distintas parte del mundo, han sido degradados de forma severa (Millenium Ecosystem Assessment 2005). De acuerdo a estimaciones realizadas en 1985, la agricultura intensiva por sí misma sería responsable del drenado y pérdida consecuente de entre 56 y 65% de los humedales de América del Norte y de Europa, y de 27% de los asiáticos. Para algunas regiones en particular, como por ejemplo los estados de Ohio y California (Estados Unidos), la pérdida ha sido muy elevada, con disminuciones del orden de 90% (Jones y Hughes 1993).

Hoy, esos mismos países realizan un enorme esfuerzo en términos de recursos humanos y económicos con el fin de restaurar humedales y recuperar los bienes y servicios perdidos. En este sentido, existe un consenso amplio y creciente a nivel mundial en cuanto a que los humedales son ecosistemas de importancia crítica por los beneficios económicos, sociales y ambientales que brindan, a pesar de que sólo representan el 5% de la superficie terrestre. Costanza et al. (1997) estimaron que el valor total global de los servicios provistos por las áreas costeras y los humedales continentales ascienden a 17.5 trillones de dólares por año, lo que corresponde a 52% del valor total de servicios provistos por el conjunto de todos los ecosistemas del planeta. A su vez, durante la VIII Conferencia de las Partes Contratantes de la Convención sobre Humedales, llevada a cabo en Valencia en 2002, se reconoce que los humedales juegan un papel importante en la sustentabilidad de las actividades agropecuarias al brindar protección ante inundaciones y tormentas, contribuir al mantenimiento de acuíferos necesarios para la irrigación, y al proveer hábitat de especies que conforman importantes recursos para las comunidades locales.

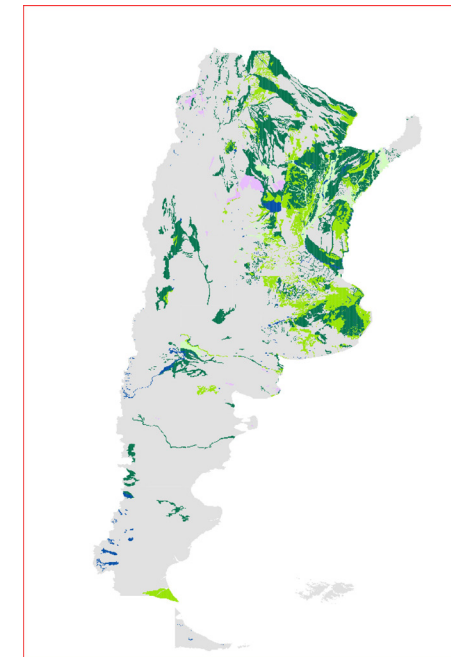


Figura 2. Mapa de humedales de Argentina. Estimado a partir de criterios establecidos sobre la carta de suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, escala 1:250000 (INTA 1995). Fuente: Kandus et al. (2008).

Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

A diferencia de los países desarrollados, en los países del tercer mundo una buena parte de los humedales todavía presentan, en términos relativos, un buen estado de conservación. Para 1985, la superficie de humedales transformada para agricultura en Sudamérica y África se estimó en el orden de 6% y 2%, respectivamente.

En Argentina, la superficie ocupada por los humedales fue estimada en 600000 km² (Figura 2), lo que representa 21.5% del territorio nacional (Kandus et al. 2008). Sin embargo, la mayor parte de las acciones de conservación en nuestro país recaen en la creación y mantenimiento de áreas protegidas como parques nacionales, sitios Ramsar o Reservas de Biosfera, entre otros. No existe en Argentina un marco regulatorio de políticas que definan un manejo adecuado para estas áreas, y menos para las que no gozan de protección (Brinson y Malvárez 2002). A su vez, no se cuenta con registros o inventarios de humedales, ni tampoco de los cambios que las actividades humanas producen sobre estos sistemas.

Las predicciones futuras muestran un incremento importante de la presión por la intensificación de la agricultura en los humedales de estas regiones (Moser et al. 1999), como ya se observa en algunas regiones de nuestro país debido al avance de la frontera agrícola. Esta falta puede deberse a que no se tiene en cuenta (o se desconocen) las funciones ecosistémicas de los humedales, que definen la capacidad estructural y funcional que tienen para proveer bienes y servicios a la sociedad (de Groot 1992).

Como consecuencia de estas tendencias en el uso de la tierra y en el marco actual de cambio climático, se espera una reducción de los bienes y servicios provistos por los humedales debido a la pérdida de resiliencia impuesta por los usos no sustentables y a la creciente demanda de agua dulce. En este contexto, resulta crítico reconocer el valor de los humedales y desarrollar esquemas de uso sustentable que mantengan sus funciones ecosistémicas.

LAS FUNCIONES ECOSISTÉMICAS DE LOS HUMEDALES Y SU PROVISIÓN DE BIENES Y SERVICIOS BAJO UN ENFOQUE HIDROGEOMÓRFICO

Las funciones ecosistémicas de los humedales y, en última instancia, los bienes y servicios que estos proveen a la sociedad, dependen de las características de los componentes, la estructura y los procesos que tienen lugar en los ecosistemas (Tabla 1) (Ansink et al. 2008). Sin embargo, las clasificaciones de funciones ecosistémicas más difundidas están basadas sobre los tipos de servicios provistos (de Groot et al. 2002). Esto ha generado mucha confusión ya que en vez de utilizar denominaciones que hagan referencia a los componentes estructurales y procesos ecológicos, las funciones ecosistémicas se agrupan y nombran como servicios ecosistémicos. En este sentido, y según un esquema similar al empleado por el Millenium Ecosystem Assessment (2005), las funciones ecológicas de los humedales se podrían agrupar por ejemplo en aquellas que proveen servicios de regulación, servicios de aprovisionamiento o de biomasa, y servicios culturales.

Tabla 1. Funciones ecosistémicas de los humedales y ejemplos de bienes y servicios asociados.

Función genérica	Funciones específicas	Bienes y servicios (ejemplos)
Regulación hidrológica	Desaceleración de los flujos y disminución de turbulencia del agua	Estabilización de la línea de costa Disminución del poder erosivo
	Regulación de Inundaciones	Disminución de la intensidad de los efectos de las inundaciones sobre ecosistemas vecinos
	Retención de agua Almacenaje a largo plazo Almacenaje a corto plazo	Presencia de reservorios de agua para consumo y producción
	Recarga de acuíferos	Reservas de agua dulce para el Hombre, tanto para consumo directo como para utilización en sus actividades productivas
	Retención y estabilización de sedimentos	Mejoramiento de la calidad del agua
	Regulación de procesos de evapotranspiración	Atemperación de condiciones climáticas extremas
Regulación biogeoquímicas	Ciclado de nutrientes (nitrógeno, carbono, fósforo, etc.)	Retención de contaminantes Mejoramiento de la calidad del agua

	Almacenaje/retención de nutrientes (e.g., fijación/acumulación de CO2, liberación de NH4)	Acumulación de carbono orgánico como turba. Regulación climática
	Transformación y degradación de contaminantes	Mejoramiento de la calidad del agua Regulación climática
	Exportación	Vía agua: sostén de cadenas tróficas vecinas Regulación climática: emisiones de CH ₄ a la atmósfera
	Regulación de salinidad	Provisión de agua dulce Protección de suelos Producción de sal
Ecológicas	Producción primaria	Secuestro de carbono en suelo y en biomasa Producción agrícola (e.g., arroz) Producción de forraje para ganado doméstico y especies de fauna silvestre de interés Producción apícola Producción de combustible vegetal y sustrato para cultivos florales y de hortalizas (turba)
	Producción secundaria	Producción de proteínas para consumo humano o como base para alimento del ganado doméstico (fauna silvestre, peces e invertebrados acuáticos) Producción de especies de interés cinegético Producción de especies de peces para pesca deportiva y comercial Producción de especies de interés turístico-recreativo (aves, mamíferos, reptiles, anfibios)

	Provisión de hábitat	Ambientes de interés paisajístico Oferta hábitats de especies de interés comercial, cinegético, cultural, etc. Provisión de hábitats críticos para especies migradoras (particularmente aves) Provisión de hábitats críticos para la reproducción de especies animales (particularmente aves, tortugas acuáticas, peces e invertebrados acuáticos)
	Mantenimiento de interacciones biológicas	Mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas vecinos. Exclusión de especies invasoras
	Mantenimiento de la diversidad tanto específica como genética	Producción de productos animales y vegetales alimenticios, y construcción Producción de productos animales y vegetales no alimenticios (cueros, pieles, plumas, plantas y peces ornamentales, mascotas, etc.) Producción de productos farmacológicos y etnobiológicos (para etnomedicina, con fines religiosos, rituales, etc.)

Para poder realizar un análisis de las funciones ecosistémicas y monitorear el estado de provisión de bienes y servicios es preferible utilizar un enfoque complementario que incorpore de manera directa la evaluación de los factores causales de su existencia. Como se describió al inicio de este capítulo, el régimen hidrológico constituye un eje determinante de las características y funciones de los humedales. Brinson (1993) propone la existencia de tres aspectos fundamentales responsables de la mayor parte de las funciones que proveen los ecosistemas de humedal: el emplazamiento geomorfológico, la fuente de agua y su hidrodinámica. El primero se refiere a la posición topográfica del humedal en el paisaje que lo rodea y, según este autor, pueden ser identificados seis tipos de acuerdo a su localización: en depresiones, en franjas lacustres, en pendientes o laderas, en franjas mareales, en planicies fluviales y en planicies en general, estas últimas con sustrato mineral u orgánico (Figura 3). Las fuentes de agua, por su parte, pueden resumirse en la precipitación, los flujos horizontales superficiales o subsuperficiales y las descargas de agua subterránea. La hidrodinámica, en cambio, se refiere a la dirección y a la energía del agua

en movimiento dentro del humedal. Los sistemas de baja energía corresponden, por ejemplo, a humedales en depresiones con fluctuaciones verticales del nivel de las aguas. Los sistemas sometidos en forma primordial a flujos horizontales corresponden, a su vez, tanto a ambientes donde el movimiento del agua es imperceptible (e.g., planicies o cubetas con escasa pendiente) como a aquellos donde presenta un alto poder erosivo (e.g., planicies de inundación, franjas costeras marinas). Dentro de estos últimos, los ambientes de la ribera fluvial están sometidos a flujos unidireccionales en tanto que las franjas mareales a flujos bidireccionales.

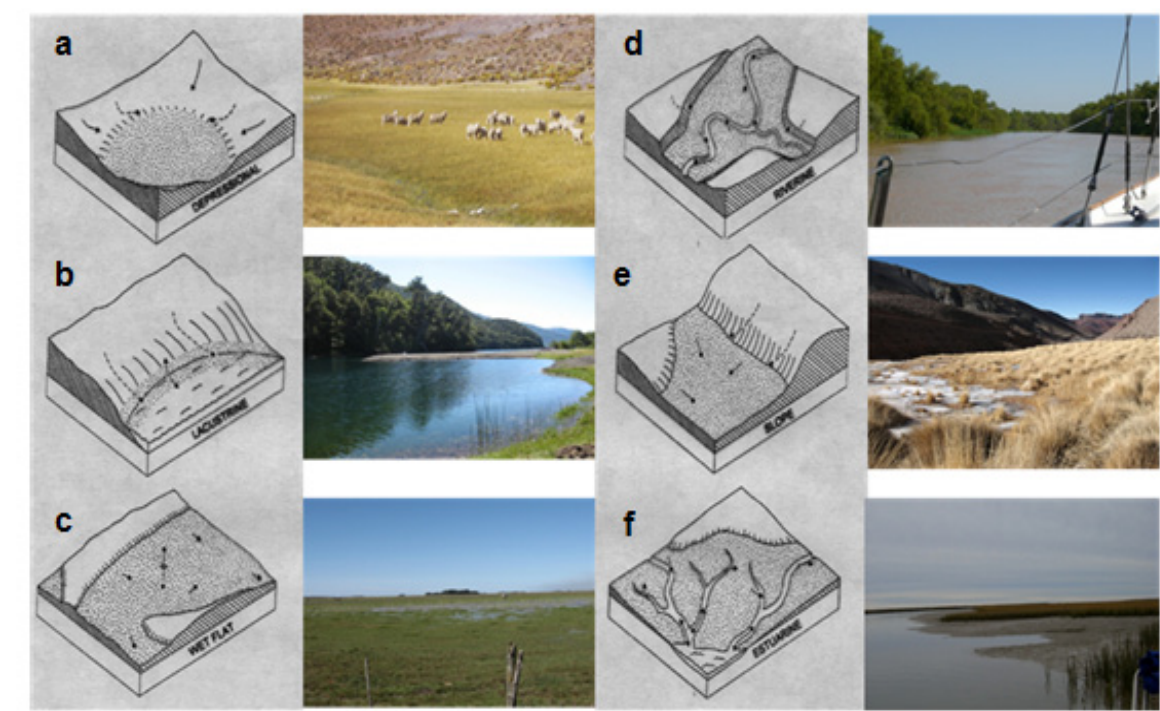


Figura 3. Clases de humedales en función de su emplazamiento geomórfico según Brinson (1993). Las fotos ejemplifican humedales de la Argentina. A) Depresión (foto: mallín, Pcia. de Chubut); b) Franja lacustre (foto: borde de lago, Pcia. de Neuquén); c) Planicie (foto: planicies internas, Pcia. de Bs. As.); d) Fluviales (foto: planicie de inundación del Río Paraná, Pcia. de Entre Ríos); e) De pendiente (foto: camino a Laguna Brava, Pcia. de La Rioja); f) Franjas mareales (foto: marisma en Bahía Blanca, Pcia. de Bs. As.). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

En el marco de este tipo de enfoque, denominado hidrogeomórfico (HGM), el régimen climático general y la posición topográfica definen el aporte general del agua, pero el emplazamiento geomorfológico es el que influye sobre las fuentes de agua y la hidrodinámica una vez que esta se convierte en parte del humedal (Figura 4). La hipótesis subyacente en este caso sostiene que el régimen hidrológico es el determinante principal de las características estructurales y funcionales de los humedales y, por lo tanto, de las comunidades de plantas y animales que se desarrollan en ellos [ver revisión de clasificación en Mitch y Gosselink (2007)].

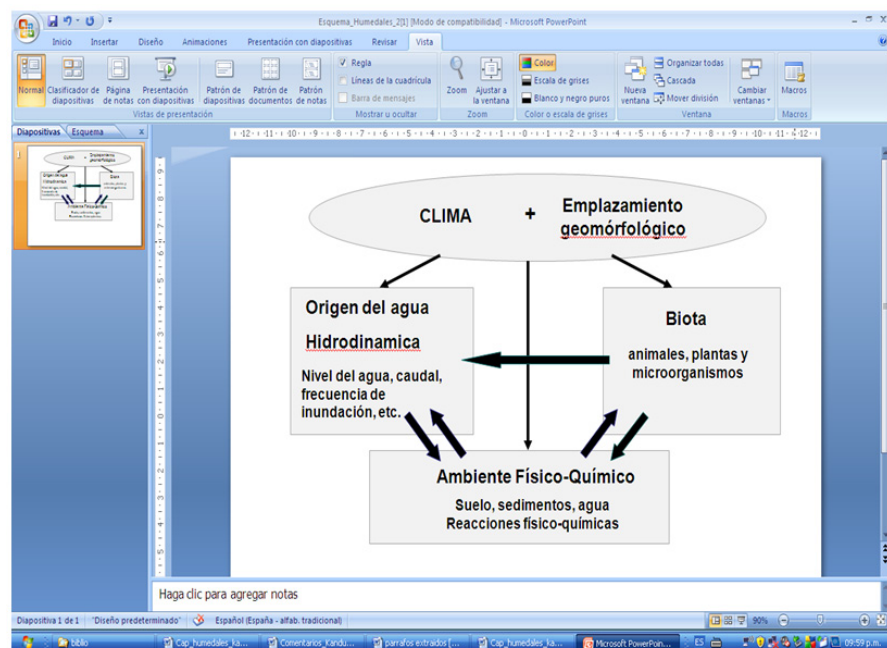


Figura 4. Esquema conceptual ilustrando los efectos de la hidrología en el humedal y los procesos de retroalimentación entre los componentes de ecosistema.

La aplicación de este tipo de enfoque para la clasificación e inventario de los humedales y sus funciones en Argentina, aún es un desafío. Los regímenes térmicos regionales, las condiciones del relieve y el balance entre precipitaciones y evapotranspiración, así como las características de las cuencas presentes, son elementos en la escala regional que promueven una gran variabilidad ambiental, expresada en forma diferencial en cuanto a la presencia de tipos y expresión espacial de los humedales. Frente a la diversidad de humedales presentes en el país, pensar sus funciones ecosistémicas dentro de un contexto hidrogeomórfico evita poner énfasis en aspectos individuales y particulares de cada uno, y permite realizar una valoración en su conjunto. La Tabla 2 proporciona diversos ejemplos de bienes y servicios provistos por los humedales de Argentina.

En este contexto, podemos identificar en Argentina a escala regional tres vastos sectores.

Tabla 2. Bienes y servicios provistos por los humedales en diferentes regiones de Argentina.

Región	Humedales	Clases HGM	Bienes y servicios destacados
Costa del Mar Argentino	Marismas costeras	Franjas mareales	Reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas. Retención y fijación de sedimentos. Estabilización de la línea costera. Retención de contaminantes. Mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas acuáticos adyacentes
	Bahía de Samborombón y humedales de General Lavalle y el Partido de la Costa (Bs. As) Albúfera de Mar Chiquita (Bs. As)	Planicie -franja mareal	Regulación del ingreso de agua salada Reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas
Noroeste	Lagunas altoandinas	Depresión	Recarga o descarga de acuíferos según la estación del año. Hábitat fundamental para los flamencos
	Vegas	De pendiente y depresión	Fuente de agua dulce para pobladores locales. Fuente de agua y forraje durante todo el año para el pastoreo de los ungulados silvestres y del ganado doméstico
Monte	Lagunas y bañados del Desaguadero Bañados del Río Atuel Las lagunas y bañados de Guanacache Laguna de Llancanelo	Fuvial - depresional	Oferta de agua dulce Regulación de la salinidad del suelo Biodiversidad animal elevada
Patagonia	Turberas ombrotáficas	Depresional pendiente	Almacenaje de carbono en suelo. Oferta de agua para ganado doméstico y animales silvestres
	Mallines	Depresional De pendiente, Fluvial	Oferta de agua y forraje para el ganado local y animales silvestres
Noreste y centro húmedo del país	Cursos fluviales de las cuencas del Paraná, Paraguay, Bermejo y Pilcomayo Bajos Submeridionales Delta del Paraná Pampa Deprimida, Laguna de Mar Chiquita (Córdoba) Esteros del Iberá	Fluvial Depresional, Franja lacustre	Almacenaje de carbono orgánico en el suelo. Moderación de las variaciones de las temperaturas y fuente de vapor de agua para precipitaciones. Reducción del impacto del oleaje de tormentas y de navegación. Reducción de efecto de inundaciones por atenuación de velocidad de los picos de creciente y almacenamiento de excedentes hídricos. Retención y fijación de sedimentos y contaminantes. Regulación de salinidad del suelo o sustrato. Oferta de agua dulce para consumo humano. Oferta de agua y forraje para la ganadería bovina extensiva. Hábitats fundamentales para mantenimiento de poblaciones viables de interés comercial y de conservación. Sustento diario de pobladores locales

El sector costero

Este sector está caracterizado por la presencia de franjas mareales asociadas a ambientes estuáricos-marinos (Figura 3). Allí se desarrollan marismas costeras dominadas por pastos del género *Spartina* o arbustos del género *Sarcocornia* (Isach et al. 2006, Bortolus et al. 2009). A su vez, pueden distinguirse el sector costero bonaerense y el patagónico. En el bonaerense, asociado a un régimen micro y mesomareal, las marismas se emplazan en amplios sectores como Samborombón, Mar Chiquita y Bahía Blanca. En el patagónico, en cambio, las marismas, sometidas a un régimen macromareal y semidiurno, están confinadas por la geología local en radas, pequeñas bahías o lagunas costeras (Bortolus 2008).

En primera instancia, la presencia de humedales costeros vegetados es considerada como un elemento importante en la reducción del impacto de las olas o las corrientes marinas y tormentas, y en la estabilización de la línea costera. Por ejemplo, la reducción paulatina de los humedales costeros del Mississippi como consecuencia de la disminución del aporte de sedimentos provenientes de la cuenca, ha sido considerada como una de las causas que amplificó el impacto del huracán Katrina sobre New Orleans (Farber et al. 2006). La retención de sedimentos por parte de los humedales afecta también a ecosistemas vecinos. En las regiones tropicales, donde los manglares han sido degradados, los sedimentos suelen colmar arrecifes de coral y praderas marinas, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y disminución de las tasas de producción de sus comunidades impactando a su vez sobre las cadenas tróficas marinas y los recursos pesqueros (Roggeri 1995). Además, dentro de la extensa costa argentina las marismas son reconocidas por los servicios que brindan en términos de su elevada producción primaria (ver capítulo de humedales de marismas costeras en este volumen). González Trilla et al. (2009 y 2010) estimaron la productividad primaria neta aérea de *Spartina alterniflora* en Bahía Blanca en $936 \pm 327 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$, mientras que la de *S. densiflora* en Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires) presentó valores de $2599 \pm 705 \text{ g.m}^{-2}.\text{año}^{-1}$. A pesar del estrés impuesto por las condiciones de salinidad, el movimiento constante del agua es considerado un factor primordial que favorece los elevados niveles de producción registrados, y permite también que una buena parte de esta producción pueda ser exportada hacia el mar, colaborando en el mantenimiento de cadenas tróficas de ecosistemas acuáticos adyacentes. Por otra parte, Bortolus (2008) remarca la importancia de estos ambientes como trampa para la retención de contaminantes, y señala a modo de ejemplo el trabajo de Menone et al. (2000), donde se describe la capacidad de los pastizales de *S. densiflora* en Mar Chiquita para retener en sus tejidos una cantidad importante de estos contaminantes, y para disminuir su llegada al mar e impedir que se traspasen a las cadenas tróficas vecinas. En algunos casos, los humedales costeros contribuyen a impedir el ingreso de agua salada movilizada por las mareas altas (Canevari et al. 1998). Como ejemplo de este fenómeno se pueden mencionar las planicies de humedales alimentados por las lluvias (zona de General Lavalle y el Partido de la Costa), adyacentes y conectados por canales de marea a la Bahía de Samborombón (Pcia. de Bs. As.).

Porción oeste, centro oeste y sur del territorio nacional

En este sector, los humedales tienden a estar localizados en emplazamientos particulares, como valles fluviales, depresiones o al pie de las cadenas de sierras y montañas. Corresponden en su mayoría a sistemas de baja energía del agua y se comportan como parches en una matriz de paisaje terrestre, ya sea árido, semiárido o templado frío. Su diversidad se ajusta bastante al

modelo propuesto por Brinson (1993) (Figura 3), estando representados los tipos depresión, franja lacustre, de planicie (con suelos minerales), fluviales y de pendiente.

En el noroeste del país, en la Región de la Puna, con su clima árido a semiárido, los humedales están representados por lagunas salobres, hipersalinas y vegas (Caziani y Derlindati 2002). Estos ambientes están emplazados en depresiones y sometidos a flujos verticales de agua por recarga nival o subterránea, o a orillas de arroyos y torrentes altoandinos. Los humedales de la Puna presentan una gran variabilidad espacial y temporal en términos de la extensión del espejo y condiciones hidroquímicas debido a las condiciones ambientales extremas y, principalmente, la variación impredecible de las precipitaciones (Muscio 1999). Por otra parte, en estas zonas el balance de recarga y descarga entre los humedales y los acuíferos constituye un equilibrio delicado y crítico, según el juego de aspectos climáticos y litológicos. De esta manera, algunos humedales actúan recargando acuíferos en la estación húmeda y descargándolos en la estación seca (Euliss et al. 2004, Kroes y Brinson 2004) y, en consecuencia, los servicios que ofrecen deben analizarse bajo una perspectiva temporal. Los humedales altoandinos varían según su ubicación en los pisos ecológicos-altitudinales, el pH del suelo, el origen (naturales o creados por el Hombre), o el régimen hídrico. Las lagunas pueden presentar una importante vegetación de macrófitas. Aquellas lagunas con gran desarrollo de costa son ricas en diatomeas, y constituyen un hábitat casi exclusivo para los flamencos (Caziani y Derlindati 2002). Las vegas, por su parte, son praderas naturales húmedas con agua permanente o semipermanente, que forman un tapiz denso siempreverde que aportan gran cantidad y calidad de forraje durante todo el año (Cabrera 1976, Ruthsatz y Movia 1975). Las vegas resultan fundamentales para el pastoreo de los ungulados silvestres y del ganado doméstico; en períodos prolongados de sequía se convierten en las únicas fuentes de agua y forraje.

Hacia el centro-oeste de nuestro país, en plena ecorregión del Monte, los humedales constituyen verdaderos oasis debido a su oferta de agua dulce y a su gran biodiversidad (Sosa y Vallvé 2004). A modo de ejemplo se pueden mencionar las lagunas y bañados asociados al sistema del Desaguadero y cursos menores, la laguna de Llancanelo, los bañados del Río Atuel, en Mendoza, y las lagunas y bañados de Guanacache en el límite entre San Juan y Mendoza (Canevari et al. 1998). Sin embargo, la dependencia delicada de estos humedales con los aportes estacionales de los ríos determina que sean sistemas muy vulnerables. En el pasado, las Lagunas de Guanacache representaban un verdadero sustento para las comunidades Huarpes, cuyas actividades de agricultura, ganadería y pesca dependían de los pulsos de crecidas de origen fluvial que bañaban los campos y formaban ciénagas. Una función destacable de los humedales en las zonas áridas y semiáridas es la capacidad de regular las condiciones de salinidad. El agua subterránea asciende a la superficie por capilaridad y luego se evapora, dejando sales minerales en el suelo. En primer lugar, la evaporación progresiva de un cuerpo de agua produce la concentración de sales que luego cristalizan. Las inundaciones regulares de los suelos, por el contrario, permiten que las sales se disuelvan y sean removidas. La función de los humedales como reguladores de las condiciones de salinidad no solo tiene lugar en regiones áridas, sino también en ambientes más benignos pero bajo prácticas productivas no adecuadas. En los pastizales inundables del Sur de la Provincia de Córdoba, por ejemplo, en los sitios donde el suelo quedó desnudo como producto del sobrepastoreo, se produce la acumulación y precipitación de sales en superficie debido al predominio de flujos hídricos verticales ascendentes, ascenso capilar y evaporación; incluso, donde la posición topográfica es más baja se forman lagunas salinas (Cisneros et al. 1997).

En los últimos tiempos, las lagunas del sistema de Guanacache -al igual que los bañados del Atuel- han sufrido un proceso de desecamiento que casi las ha llevado a la desaparición. Las causas de este proceso se deben tanto a factores antrópicos (e.g., la utilización del agua en los “oasis” para consumo humano, riego, uso industrial y canalización de los cauces naturales de los ríos) como a factores naturales (e.g., cambios en el nivel de base de los ríos, erosión retrocedente de las barrancas del río Desaguadero y procesos de colmatación, entre otros).

En Patagonia, Malvárez et al. (2004) analizaron la distribución de humedales acumuladores de turba en relación a los principales gradientes climáticos, el balance precipitación evapotranspiración y el emplazamiento geomórfico. En el extremo sur (sur de Santa Cruz y Tierra del Fuego), con una buena oferta de precipitaciones y bajas temperaturas, los humedales adquieren una expresión espacial significativa, con una importante acumulación de turba y una variada flora asociada (Collantes y Faggi 2002). Las turberas se caracterizan por su baja productividad primaria neta debido a las bajas temperaturas y las condiciones de anaerobiosis del sustrato, producidas por los períodos prolongados de saturación con agua. Inclusive, la productividad suele ser más baja que la de los ecosistemas terrestres circundantes. Por ejemplo, para turberas ombrotáficas (donde el aporte principal de agua es por precipitaciones) Pjavchenko (1982) cita valores de PPNA en Rusia de 260 g.m⁻².año⁻¹ y de 400 g.m⁻².año⁻¹ para turberas minerotáficas (el agua ingresa por flujos laterales con aporte de nutrientes). Malmer (1975) menciona que un rango típico de productividad de las turberas ombrotáficas en Europa Occidental está entre 400 y 500 g.m⁻².año⁻¹. Sin embargo, a pesar de su baja productividad y de que apenas ocupan entre 3 y 4% de la superficie terrestre, las turberas almacenan entre 16 y 24% del carbono retenido en los suelos del mundo; en este sentido, las turberas constituyen sitios críticos para la conservación. A diferencia de lo que ocurre en el Hemisferio Norte, aquí las turberas tienen un emplazamiento geomórfico localizado en valles y depresiones. Roig y Roig (2004) clasifican las turberas en función de los procesos hidrológicos responsables de la formación de turba y sus características. Por un lado, reconocen las turberas donde el movimiento del agua es principalmente vertical por ascenso del agua subterránea o por inundación en los bordes de ríos y lagos. Por otro lado, estos autores describen las turberas con un flujo de agua horizontal sustancial, identificando turberas de percolación, de escurrimiento superficial y de acrotelmo. Estas últimas se desarrollan a partir de la actividad de varias formas de la especie *Sphagnum magellanicum* y son de particular interés por el volumen de materia orgánica acumulada con poca descomposición (en forma de turba) y el gran poder de almacenamiento de agua. En la actualidad, estas turberas están sometidas a una importante actividad minera de extracción de turba.

En el resto de la Patagonia, el balance climático hace que la acumulación de turba disminuya y que los humedales estén representados principalmente por mallines dominados por gramíneas y juncáceas (Bran 2004, Raffaele 2002). Se localizan a lo largo de todo el gradiente ambiental oeste-este, desde la Cordillera de Los Andes (2000 mm/año de precipitación) hasta la estepa (300 mm/año de precipitación). Se encuentran asociados a una gran variedad de comunidades, desde bosques lluviosos de *Nothofagus* hasta estepas en ambientes áridos y semiáridos. También se encuentran áreas con inundación somera por desbordes como, por ejemplo, formaciones de ñire (*Nothofagus antarcticus*). Movia (1984) clasifica los mallines de la Patagonia austral en cinco categorías que pueden homologarse con las clases HGM en depresiones con alimentación pluvial o nival y drenaje impedido (mallines típicos en cubetas o grandes depresiones fluvio-glaciares o lacustres y vegas de altura), planicies aluviales con lenta circulación lateral (de llano aluviales o planicies fluviales y en rosario o valles pequeños) y humedales de pendiente (mallines colgados,

ojos de agua y vertientes con escurrimiento superficial). Raffaele (1993) señala también la relación íntima de estos sistemas con las fluctuaciones de la napa freática. Para la Provincia de Santa Cruz, Mazzoni y Vazques (2004) encuentran una relación entre la presencia de los mallines y las unidades de paisaje natural y su litología. Estos ambientes son de particular valor como oferta de agua y forraje para el ganado local.

Sector noreste y centro húmedo del país

Estos humedales se manifiestan en grandes extensiones geográficas y se expresan de manera frecuente como matriz del paisaje. Se trata de sistemas de origen fluvial asociados a sectores de la vasta llanura chaco-pampeana, cuya área y permanencia es dependiente de los aportes de agua superficial (lluvias y descargas de los ríos) y del tiempo de alternancia inundación-sequía (Neiff y Malvárez 2004). Entre estos sistemas se pueden mencionar los Bajos Submeridionales, el Delta del Paraná, la Pampa Deprimida y los cursos fluviales relacionados a la cuenca del Paraná, Bermejo, Paraguay y Pilcomayo. También sobresalen sistemas como la Laguna de Mar Chiquita (en Córdoba) o los Esteros del Iberá (en Corrientes). Como resultado de los altos niveles de humedad y de evapotranspiración, los humedales pueden tener una influencia considerable sobre el clima local y hasta sobre el regional, según sea su tamaño. Estos sistemas tienen un efecto moderador de las variaciones de las temperaturas y son fuente de vapor de agua que luego se transformará en precipitaciones. Debido a la extensión, la complejidad y los flujos internos de agua, sedimentos, nutrientes e información, Neiff et al. (1994) los denominan macrosistemas. Estos humedales están sometidos en forma primordial a flujos horizontales unidireccionales, y corresponden tanto a ambientes donde el movimiento del agua es imperceptible (e.g., planicies o cubetas con escasa pendiente como el Iberá) como a aquellos donde pueden presentar un elevado poder erosivo (e.g., planicies de inundación del Paraná). Por su parte, Iriondo (2004) reconoce dos tipos principales de macrosistemas en escala regional: los “humedales pantanales” y los “humedales barrozos”. Los humedales pantanales (i.e., el Iberá), alimentados principalmente por lluvias y con escasez de arcillas, debido al transporte y circulación de nutrientes en el agua que circula en superficie poseen características oligotróficas durante las épocas de aguas bajas y eutróficas en épocas de lluvias. Los humedales barrozos, por su parte, están caracterizados por el predominio de caracteres fluviales modernos y antiguos, con albardones, espiras de meandro abandonadas, etc. La alimentación de estos sistemas es por aporte fluvial y su drenaje es más o menos organizado pero lento, y en el sustrato predominan arenas muy finas, limos y arcillas. Se pueden encontrar ejemplos de estos humedales en la extensa Planicie Chaqueña. En esta región, Ginzburg et al. (2005) clasifican los humedales según criterios HGM en la escala regional, considerando ubicación en el paisaje, aporte de las aguas (ríos de importancia continental o lluvias locales), la complejidad, el origen (natural o antrópico) y la permanencia de las aguas.

En una escala de mayor detalle, sin embargo, en estos macrosistemas aparece una trama intrincada de cursos de agua, madrejones, bañados, esteros y cañadas interconectados por flujos internos. Esta diversidad y complejidad de tipos a diferentes escalas desbordan la simplificación propuesta por Brinson (1993). Queda en evidencia que se requiere de un esfuerzo particular para tipificar la diversidad de funciones ecosistémicas que estos sistemas proveen.

Entre los principales servicios provistos por estos humedales podemos mencionar la capacidad de disipar energía del agua, expresada en su capacidad para reducir la velocidad de la corriente y para almacenar los excesos de agua en épocas de crecientes, e inclusive para mantener los

niveles de agua durante parte de la estación seca (Canevari et al. 1998). Además, estos sistemas limitan la intensidad de los picos de inundación dado que los excesos de agua se extienden por grandes superficies y son desacelerados y almacenados, demorando así las crecidas aguas abajo. Cualquier elemento que incremente la aspereza o rugosidad de un humedal, en particular las plantas herbáceas, colabora en esta función (Järvelä 2002). Por el contrario, el proceso de drenaje por trazado de canales y zanjás, la polderización² o la construcción de tajamares³ afectan en forma decisiva a estas funciones, y también a la capacidad de los humedales de regular las condiciones de salinidad del sustrato. Un ejemplo inmediato es el de los Bajos Submeridionales. Este macrosistema ocupa una extensión de más de 3 millones de hectáreas, abarcando parte de las provincias de Chaco, Santiago del Estero y Santa Fe, y en su mayoría se encuentran cubiertos por pastizales del género *Spartina*. Estos humedales funcionan a escala regional como un inmenso colector de agua, vital en la dinámica del río Salado. A pesar de su potencial para el desarrollo sostenible a través de la oferta de agua y pastizales para la ganadería bovina extensiva, han sido históricamente desvalorizados y, por lo general, es poco lo que se conoce sobre ellos. La reciente construcción de una red de canales de desagüe destinada a reducir los efectos de los anegamientos que esta región atraviesa de manera periódica, y que -al parecer- han sido potenciados por el desmonte en regiones vecinas, han generado su degradación y pérdidas económicas importantes. Hasta el día de hoy, estos impactos son poco conocidos, y aún no se los ha cuantificado como se debe (Fundación Vida Silvestre Argentina y Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz 2007).

En los sistemas de humedal donde las entradas y salidas del agua están relacionadas con flujos superficiales horizontales, el régimen de circulación del agua está relacionado de manera íntima con la función de retención y estabilización de sedimentos por la disminución de la energía cinética del agua (Smith et al. 1995). Si hay vegetación, el efecto es mayor y, en algunos casos, acelera la creación de nueva tierra, como en el caso de los deltas (Kandus y Malvárez 2004). La sistematización de tierras mediante la polderización para agricultura, ganadería y forestación en la Región del Delta del Paraná, es otro ejemplo de la transformación del humedal a sistemas con propiedades terrestres, y lleva a la pérdida de esta función, además de la pérdida de la capacidad de amortiguación de los excedentes hídricos provocados por inundaciones y del almacenaje de agua dulce (Kandus et al. 2006).

La mayor parte de los humedales de este sector del país se caracterizan por su productividad primaria elevada. En el caso de los humedales que conforman la planicie de inundación del Paraná, Depetris y Cascante (1985) mencionan que la producción autotrófica y heterotrófica depende en gran medida del metabolismo del carbono y reciclado de nutrientes asociado al aporte de carbono disuelto que ingresa con los pulsos de inundación. La enorme oferta de agua, sumada a la provisión de nutrientes, oxígeno y condiciones de temperatura, hace que la tasa de fijación de carbono de muchos de ellos supere en gran medida a la de la mayoría de los sistemas terrestres, incluso a los cultivos. Esto se traduce en que, en muchas zonas, los humedales son utilizados como áreas agrícolas, en particular para el cultivo de arroz (Guttman 1999). En el Delta del Paraná,

² La polderización se realiza en áreas fluviales o costeras e involucra la construcción de terraplenes periféricos al humedal, que lo aíslan de su contexto. Usualmente disponen de sistemas de compuertas que permiten cierta regulación de los flujos de agua. Esto lleva al drenaje de las tierras y tiende a impedir el reingreso de las aguas provenientes de los flujos laterales. Los polders son también denominados diques, y cuando son de menor tamaño, atajarrepuntes. Estas construcciones son frecuentes en islas del delta del Paraná con fines forestales, agrícolas o ganaderos.

³ Endicamientos locales sobre cursos, que retienen el agua y disminuyen o paralizan los flujos. Son comunes en la Provincia de Corrientes

Pratolongo et al. (2007) estimaron una PPNA de hasta 1819 g.m⁻².año⁻¹ para los pajonales de *Scirpus giganteus* sometidos a mareas de agua dulce. Una buena parte del material producido queda retenido como carbono orgánico en el suelo, según el grado de circulación del agua, que se comporta como un regulador de los procesos de descomposición. Estudios recientes en el Bajo Delta del Paraná indican que estos pajonales almacenan en el suelo 126.33 Mg de C/ha, de los cuales 40% está depositado en la biomasa subterránea y el mantillo. Pero cuando estos ambientes son polderizados, forestados y su madera es extraída, se estima que se pierden del sistema 64.3 Mg de C/ha (Ceballos y Jobbágy 2009). La productividad elevada los convierte también en áreas adecuadas para la explotación ganadera, tanto por la disponibilidad de agua como por la cantidad y calidad de las especies forrajeras. Este es el caso de la planicie de inundación y el Delta del Paraná, donde se destacan por su valor plantas como el carrizo (*Panicum grumosum*), el canutillo (*Panicum elephantipes*), la cebadilla de agua (*Glyceria multiflora*) o la lagunilla (*Althernantera philoxeroides*) (González et al. 2008).

Por último, la alta productividad, la oferta de agua y la heterogeneidad ambiental elevada de estos humedales promueve la presencia de una gran variedad de hábitats que sostienen a un número importante de especies de flora y fauna, para las que representan -a veces- hábitats fundamentales. En la escala de paisaje, los humedales suelen tener una mayor diversidad biológica que algunas zonas climáticas terrestres equivalentes. Es probable que la biodiversidad también esté relacionada con el área de los humedales, aunque condicionada al incremento de heterogeneidad relacionada con esa superficie (Frasser y Keddy 2005).

Muchas especies necesitan de humedales para mantener poblaciones viables [e.g., el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), el yacaré (*Caiman latirostris* y *C. jacaré*), el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) o el lobito de río (*Lontra longicaudis*)], mientras que otras los utilizan sólo en una parte de sus ciclos de vida o épocas del año, como es el caso de muchas aves y peces (Quintana et al. 2002). Las llanuras aluviales, por su parte, cumplen una función crítica en los ciclos biológicos de diferentes especies al proporcionar áreas de cría, refugio y alimentación para los peces (Agostinho et al. 2004, Junk y Soares 2007).

La diversidad biológica de los humedales constituye un recurso significativo en muchos humedales del mundo, pero en particular lo es en países en vías de desarrollo. Los humedales proveen una variedad muy amplia de productos animales y vegetales, entre los que se destacan frutos, semillas, peces, aves, reptiles, huevos de tortugas, forraje, fibras para papel, leña, madera, resinas y hojas de plantas usadas como material para construcción de viviendas (Tabilo-Valdivieso 1999, Viñals 2002). En el Bajo Delta del Paraná, por ejemplo, más del 25% de las especies de mamíferos, reptiles, anfibios y aves no passeriformes y el 47% de los peces tienen algún tipo de uso por parte del Hombre, y forman una parte fundamental de la economía de las comunidades locales (Quintana et al. 1992). En las islas del Ibicuy (Bajo Delta del Paraná) se calculó una extracción anual de 400000 cueros de coipos (*Myocastor coypus*), lo cual involucra ganancias importantes por su exportación y trabajo para numerosas personas (Quintana et al. 2002). Por su parte, la pesca del sábalo (*Prochilodus lineatus*), especie muy abundante en la Región del Delta del Paraná, representa un recurso propio y valorado del sistema de humedales de esta zona de la cuenca (Baigún et al. 2008).

CONSIDERACIONES FINALES

Las funciones ecosistémicas de los humedales (almacenaje de carbono, hábitat para fauna silvestre, recarga de acuíferos, filtrado de contaminantes, almacenaje de agua, entre otras) se diferencian de las funciones de los ecosistemas terrestres y acuáticos en su gran dependencia del régimen hidrológico. Un aspecto crítico es que a menudo no se percibe esta relación íntima que existe entre el mantenimiento del régimen hidrológico, los componentes estructurales de los humedales (biodiversidad a todas sus escalas) y las funciones ecosistémicas. Este es un concepto muy importante porque lleva a pensar que cualquier emprendimiento de infraestructura en un humedal constituye una obra hidráulica. La modificación del humedal por obras o acciones sin tener en cuenta este aspecto clave, afecta en forma directa el funcionamiento ecológico del humedal, como también de los ocasionales ecosistemas vecinos. Más aun, como los servicios y bienes que brindan los humedales por lo general no tienen una valoración económica directa y a corto plazo, su gestión se condiciona a aquellas actividades cuyo beneficio aparente es mayor o es percibido como de retorno rápido. Estas limitaciones amenazan su integridad ecológica, y con ello se potencia el riesgo de pérdida de los beneficios y servicios que brindan a nivel ecosistémico, social e, incluso, económico.

En la actualidad, los esquemas de relevamiento, inventario o gestión basados sobre aproximaciones hidrogeomórficas resultan de suma utilidad para inventariar los humedales con criterios unificadores, no enumerativos, y que incorporen las funciones ecosistémicas por sobre las particularidades locales de cada uno (Finlayson et al. 2001). Todos los humedales, grandes o pequeños, con mayor o menor biodiversidad, se caracterizan por presentar un conjunto de funciones que se pueden traducir en bienes y servicios a la comunidad, y cuya sustentabilidad, en esencia, depende del mantenimiento de sus características condicionantes primarias. La contribución de los enfoques del tipo HGM a la gestión de los humedales se basa, justamente, en el énfasis puesto sobre las variables condicionantes de su existencia y sus funciones ecosistémicas. En consecuencia, los enfoques del tipo HGM permiten evaluar diferentes tipos de impactos y las condiciones o estado de los humedales, pudiendo ser incorporados en esquemas de monitoreo a la escala de cuenca (Kentula 2007). Por otra parte, son aplicados para evaluar la integridad funcional de los ecosistemas, entendiéndose esta integridad funcional como la capacidad de realizar la mayor parte de las funciones llevadas a cabo por un ecosistema equivalente en condiciones naturales (sistema de referencia) o, inclusive, para evaluar el impacto de las actividades del Hombre sobre los humedales o en proyectos de restauración (Frankling et al. 2009, Smith et al. 2008, Whigham et al. 2007). Nestler et al. (2007), propuso aplicar el concepto de ecosistema fluvial de referencia al sistema del Paraná y su llanura aluvial para guiar la restauración de sistemas similares en otras regiones del mundo. Esto pone de manifiesto la importancia de conservar los aspectos geomorfológicos e hidrológicos como elementos clave para conservar la integridad ecológica en los sistemas poco disturbados.

AGRADECIMIENTOS

Los conceptos vertidos en este capítulo fueron desarrollados en el marco del proyecto PICT 1849 financiado el programa FONCyT de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz y L.C. Gomes. 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 4:267-280.
- Ansink, E., L. Hein, y K. Per Hasund. 2008. To Value Functions or Services? An Analysis of Ecosystem Valuation Approaches. *Environmental Values* 17:489-503.
- Baigún, C., P.G. Minotti, P. Kandus, R. Quintana, R. Vicari, et al. 2008. Resource use in the Parana River delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? *Ecohydrology & Hydrobiology* 8:245-262.
- Bortolus, A. 2008. Influencia de los ambientes costeros patagónicos sobre los ecosistemas marino-oceánicos: las marsimas como caso de estudio. Pp. 80-104 en: *Foro para la Conservación del Mar Patagónico y Áreas de Influencia. Estado de conservación del Mar Patagónico.*
- Bortolus, A., E. Shwindt, P. Bouza y Y. Idaszkin. 2009. A characterization of Patagonian salt marshes. *Wetlands* 29(2):772-780.
- Bran, D. 2004. Los mallines de la Patagonia extrandina. En: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (compiladores). *Documentos del curso-taller: Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina.* www.ambiente.gov.ar/default.asp?IdArticulo=1209 (último acceso: 07-01-2010).
- Brinson, M.M. 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. U.S. Army Corps of Engineers, Technical Report WRP - DE - 4. Washington, D.C. EE.UU. fwf.ag.utk.edu/mgray/wfs560/Brinson1993.pdf (último acceso: 07-01-2010).
- Brinson, M. y A.I. Malvárez. 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29(2):115-133.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1-85 en: *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Fascículo 1.* ACME, Buenos Aires.
- Canevari, P., D. Blanco, E. Bucher, G. Castro, e I. Davidson. 1998. Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International-Pub.* Nro. 46.
- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. DeFries, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment PNAS. Vol. 106(5):1305-1312.
- Caziani, S. y E.J. Derlindati. 2002. Humedales altoandinos del noroeste de argentina: su contribución a la biodiversidad regional. Pp:1-12 en: I. Malvárez (ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica.* MAB, Montevideo, Uruguay.

Ceballos, D. y E. Jobbágy. 2009. El reemplazo de pastizales por forestaciones de álamos drenadas: Efectos sobre el almacenamiento de carbono en el Bajo Delta del Río Paraná. II Jornadas de Ecología del Paisaje.

Cisneros, J., J. Cantero y A.G. Cantero. 1997. Vegetation, Soil hydrophysical properties and grazing relationships in saline- sodio soils of Argentina. Canadian J. Soil Sc. 79:399-409.

Collantes, M. y A. Faggi. 2002. Los humedales del sur de Sudamérica. Pp:1-12 en: I. Malvárez (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica. MAB, Montevideo, Uruguay.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387.

de Groot, R.S. 1992. Functions of Nature: Evalution of nature in environmental planning, Management and Decision. Making. Groningen: Wolters-Noordhoff. Pp. 315.

de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services Ecological Economics 41:393-408.

Depetris, P.J. y E. Cascante. 1985. Carbon Transport in the Paraná River. Pp. 385-395 en: Degens, E.T., S. Kempe y R. Herrera (eds.). Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers, Pt. 3. Mitt. Geol. Paleont. Inst. Univ. Hamburg, SCOPE/UNEP, Sonderbd 52.

Euliss, N.H., J.W. LaBaugh, L.H. Fredrickson, D.M. Mushet, M.K. Laubhan, et al. 2004 The wetland continuum: a conceptual framework for interpreting biological studies. Wetlands 24(2):448-458.

Farber, S., R. Costanza, D.L. Childer, J. Erickson, K. Gross, et al. 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. Bioscience 56:117-129.

Finlayson, C.M., J. Howes, G. Begg y K. Tagi. 2001. A strategic approach for characterizing wetlands- the Asian Wetland Inventory. Proceedings of Asian Wetland Symposium, Penang, Malasia, 27-30 de agosto de 2001.

Franklin, S.B., J.A. Kupfer, R. Pezeshki, R. Gentry y R.D. Smith. 2009. Efficacy of the hydrogeomorphic model (HGM): A case study from western Tennessee, Ecological indicators 9:267-283.

Fraser, L. y P. Keddy. 2005. The World's largest wetlands. Ecology and Conservation. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 488.

Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA) y Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz (FUNDAPAZ). 2007. Zonificación de los Bajos Submeridionales del Norte Santaferino. Una Herramienta para la Planificación del Desarrollo Productivo y la Conservación de la Biodiversidad del Humedal. Buenos Aires. Vida Silvestre Argentina. Pp. 24.

Ginzburg, R., J. Adámoli, P. Herrera y S. Torrella. 2005. Los humedales del chaco: clasificación, inventario y mapeo a escala regional. Pp. 135-152 en: Aceñolaza, F.G. (coord.). Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. INSUGEO; Miscelánea, vol. 14. Tucumán, ISSN 1514-4836 - ISSN On-Line 1668-3242.

González Trilla, G., S. De Marco, J. Marcovecchio, R. Vicari y P. Kandus. Net Primary productivity of *Spartina densiflora* brong in a SW atlantic coastal salt marsh. Estuaries and Coasts. En edición.

González Trilla, G., P. Kandus, V. Negrin y J. Marcovecchio. 2009. Tiller dynamic and production on a SW Atlantic *Spartina Alterniflora* marsh. Estuarine, Coastal and Shelf Science 85(1):126-133.

González, G., C.A. Rossi, A.M. Pereyra, A.A. De Magistris, H. Lacarra, et al. 2008. Determinación de la calidad forrajera en un pastizal de la región del Delta bonaerense argentino. Revista Zootecnia Tropical 26:223-225.

González Trilla, G., S. De Marco, J. Marcovecchio, R. Vicari y P. Kandus. 2010. Net Primary Productivity of *Spartina densiflora* Brong in a SW Atlantic Coastal Salt Marsh. Estuaries and Coasts 33(4):953-962.

Guttman, H. 1999. Rice fields fisheries - a resource for Cambodia. NAGA the ICLARM quaterly 22(2):11-15.

Isacch, J.P., C.S.B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, et al. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. Journal of Biogeography 33:888-900.

Iriondo, M. 2004. Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. Quaternary International 114:3-9.

Järvelä, J. 2002. Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants. Journal of Hydrology 269(1):44-54.

Jones, T.A. y J.M.R. Hughes. 1993. Wetland inventories and wetland loss studies: a European perspective. Pp. 164-170 en: Moser, M., R.C. Prentice y J. van Vessum (eds.). Waterfowl and Wetland Conservation in the 1990s. IWRB Special Publication No. 26 IWRB, Slimbridge, UK.

Junk, W.J. y M.G. Soares. 2007. Freshwater Fish Habitats in Amazonia: State of Knowledge, Management, and Protection. Aquatic Ecosystem Health and Management 4:437-451.

Kandus, P. y A.I. Malvárez. 2004. Vegetation Pattens and Change Analysis in the Lower Delta Islands of the Paraná River (Argentina). Wetlands 24(3):620-632.

Kandus, P., P. Minotti y A.I. Malvárez. 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. Acta Scientiarum 30(4):403-409.

Kandus, P. 2000. El concepto de sucesión primaria en sistemas deltaicos. Pp. 169-184 en: Malvárez, A.I. (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. MAB - UNESCO. Montevideo, Uruguay ISBN92-9089-064-9.

Kandus, P., R.D. Quintana y R.F. Bó. 2006. Patrones de paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Pp. 40.

Keddy, W.J. 2000. Wetland ecology: Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 614.

Kentula, M.E. 2007. Foreword: monitoring wetlands at the scale of watershed. *Wetlands* 27:412-415.

Kroes, D.E. y M.M. Brinson. 2004. occurrence of riverine wetlands on floodplains along a climatic gradient *Wetlands* 24(1):167-177.

Malmer, N. 1975. Development of bog mires. Pp. 85-92 en: Hasler, A.D. (ed.). Coupling of Land and water Systems. Ecology Studies 10. Springer Verlag, New York. EE.UU.

Malvárez, A.I., P. Kandus y A. Carbajo. 2004. Distribución regional de los turbales en Patagonia (Argentina y Chile). Pp. 23-29 en: Blanco, D.E. y V.M. de la Balze (eds.). Los turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. *Wetlands International* Publicación v. 19.

Mazzoni, E. y M. Vázquez. 2004. Ecosistemas de mallines y paisajes de la Patagonia Austral (Provincia de Santa Cruz). Instituto Nacional de Tecnología Agraria. Buenos Aires. Pp. 63.

Menone, M.L., A. Bortolus, F. Botto, J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, et al. 2000. Organochlorine contaminants in a coastal Lagoon in Argentina: analysis of sediment, crabs and cordgrass from two different habitats. *Estuaries* 23:583-592.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and water. Synthesis. Pp. 80. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 11-11-2010).

Mitch, W.J. y J.G. Gosselink. 2007. Wetlands. Fourth edition. John Wiley and sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 582.

Mosser, M., C. Prentice y S. Frazier. 1999. A global overview of wetland loss and degradation. www.ramsar.org (último acceso: 11-11-2010).

Movia, C. 1984. Tipología de Mallines. Rabassa, J., A. Brandani, O. Capua y E. Otello. Curso de campo en sistemas ecogeomorfológicos: Guía de Excursiones Dto. de Postgrado, Universidad Nacional del Comahue. Neuquén.

Muscio, H. 1998-1999. Tendencias en la variabilidad ambiental de la Puna Argentina: Implicancias para la ecología humana prehistórica y para los paisajes arqueológicos. *Cuadernos del Instituto Nacional de Antropología y Pensamiento Latinoamericano* 18:271-296.

Neiff, J.J. y A.I. Malvárez. 2004. Grandes humedales fluviales. Pp. 77-83 en: Malvárez, A.I. y R.F. Bó (comp.). Bases ecológicas para la clasificación de humedales en Argentina.

Neiff, J., M. Iriondo y R. Carignan. 1994. Large tropical South American wetlands: a review. UNESCO Ecotones Workshop, Seattle, UNESCO, Paris. Pp. 15.

Nestler, J., C. Baigún, N. Oldani y L. Weber. 2007. The Paraná River: a template for restoring large river-floodplain ecosystems. *Journal of River and Basin Management* 5:305-319.

Pjavchenko, N.J. 1982. Bogecosystems and their importance in nature. Pp. 7-21 en Logofetand, D.O. y N.K. Luckyanoveds (eds.). Ecosystem Dynamic in Freshwater wetlands and shallow waterbodies, vol 1. SCOPE and UNEP Workshop, Center of International Projects Moscoupp.

Pratolongo, P., P. Kandus y M. Brinson. 2007. Net aboveground primary production and soil properties of floating and attached freshwater tidal marshes in the Rio de la Plata estuary. *Estuaries and Coasts* 30(4):618-626.

Quintana, R.D., R. Bó, J. Merler y P. Minotti. 1992. Situación y uso de la fauna silvestre en la región del Delta del Río Paraná (Argentina). *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre 73:13-33.

Quintana, R.D., R. Bó y F. Kalesnik. 2002. La vegetación y la fauna de la porción terminal de la cuenca del Plata. Consideraciones ecológicas y biogeográficas. Pp. 99-124 en: Borthagaray, J.M. (ed.). El Río de la Plata como territorio. FADU-UBA & Ediciones Infinito. Buenos Aires, Argentina.

Raffaele, E. 2002. Mallines: aspectos generales y problemas particulares. Pp. 27-33 en: Malvárez, I. (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica. MAB, Montevideo, Uruguay.

Raffaele, E. 1993. Estructura y dinámica de la vegetación de un mallín de altura sometido a perturbaciones experimentales. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Richardson, J.L. y M.J. Vepraskas. 2001. Wetland Soils. Genesis, Hydrology, Landscape and Classification. Lewis Publishers, EE.UU. Pp. 417.

Roggeri, H. 1995. Tropical Freshwater Wetlands. A Guide to Current Knowledge and Sustainable Management. Kluwer Academic Publishers. Pp. 349.

Roig, C. y F.A. Roig. 2004. Consideraciones generales. Pp. 5-21 en: Blanco, D.E. y V.M. de la Balze (eds.). Los turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. *Wetlands International* Publicación 19.

- Ruthsatz, B. y C. Movia. 1975 Relevamientos de las estepas andinas del noreste de la Provincia de Jujuy, República Argentina. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires.
- Sosa, E. y S. Vallvé. 2004. Humedales de zonas áridas. Estudios de caso: Lagunas de Guanacache, Mendoza y San Juan, Argentina. Pp. 67-70 en: Malvárez, A.I. (ed.). Documentos del Curso-Taller "Bases ecológicas para la clasificación de humedales en Argentina". Buenos Aires, Argentina.
- Smith, L.M., N.H. Euliss, D.A. Wilcox y M.M. Brinson. 2008. Application of a geomorphic and temporal perspective to wetland management in north america. *Wetlands* 28:3563-577.
- Smith, R.D., A. Ammann, C. Bartoldus y M.M. Brinson. 1995. An approach for assessing wetland functions using hydrogeomorphic classification, reference wetlands, and functional indices. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-9. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, EE.UU.
- Tabilo-Valdivieso, E. 1999. El beneficio de los humedales en América Central: el potencial de los humedales para el desarrollo. 2a edición. WWF-PRMS-Universidad Nacional Heredia, Turrialba, Costa Rica. Pp. 58.
- Viñals, M.J. 2002. El patrimonio cultural de los humedales. Viñals, M.J. (coord.). Ministerio del Medio Ambiente, Serie Antropológica, Madrid. Pp. 263.
- Whigham, D.F., A. Deller Jacobs, D.E. Weller, T.E. Jordan, M.E. Kentula, et al. 2007. Combining HGM and emap procedures to assess wetlands at the watershed scale - status of flats and non-tidal riverine wetlands in the Nanticoke river watershed, delaware and Maryland, EE.UU. *Wetlands* 27:462-478.

Capítulo 12

PAGO POR SERVICIOS AMBIENTALES: ¿QUÉ SON Y CÓMO FUNCIONAN?

José A. Gobbi

EEA Colonia Benítez, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). M. Briolini
s/n, Colonia Benítez, (3505)Chaco, Argentina. Email: jgobbi@correo.inta.gov.ar.

Resumen. Los esquemas de pago por servicios ambientales (PSA) son mecanismos directos de conservación en que los proveedores de servicios ecosistémicos (SA) reciben un pago por los SA generados en sus tierras por parte de los beneficiarios de esos servicios. Este capítulo describe la lógica y las características de los PSA, se analiza su estructura, los servicios compensados, las formas en que se efectúan los pagos y la manera en que se define su monto. También se discute el estado de desarrollo de los PSA en el mundo, su efectividad como herramienta de conservación, y se analizan sus efectos ambientales. La lógica del mecanismo de PSA consiste en que los mismos, a través de una compensación financiera a los usuarios de la tierra, hacen marginalmente más rentables los usos conservacionistas de la tierra, lo cual induce su adopción. La estructura de los PSA consiste en un mecanismo de financiamiento, un mecanismo de pago y un mecanismo de administración. Los servicios más comúnmente compensados por los PSA son la captura de carbono, la conservación de la biodiversidad, los servicios hídricos y la belleza escénica. El diseño de los pagos se basa sobre pagos por unidad de área, y parte del principio que cada unidad de superficie genera cierta cantidad de SA, o sobre pagos a prácticas certificadas. Cuánto pagar por los SA surge de la negociación entre proveedores y beneficiarios, considerando los costos de producción de los primeros y la disponibilidad de pago de los segundos. Los pagos pueden ser en efectivo, compensaciones no monetarias o combinación de ambas; esto depende del contexto en que se implemente el PSA. La efectividad del PSA depende de la relación costo-beneficio para generar SA frente a la capacidad de otros instrumentos de intervención. Los principales efectos ambientales de la implementación de PSA han sido la recuperación de áreas degradadas, la recuperación de cobertura forestal y la reducción de la deforestación.

INTRODUCCIÓN

El concepto de pago por servicios ambientales (PSA) ha recibido considerable atención en los últimos años como un instrumento innovador para financiar la conservación de la naturaleza y el manejo adecuado de los recursos naturales (Kemkes et al. (en prensa), Muradian et al. 2010). Si bien existen numerosas iniciativas de PSA, en especial en los países en desarrollo, en términos relativos la implementación de dichos esquemas es reciente y la mayoría se encuentra en la etapa de desarrollo. Por esta razón, aún existe bastante incertidumbre acerca de qué son los esquemas de PSA y cómo deben instrumentarse, y de cuál es su efectividad como instrumento de conservación. En este capítulo se abordan esos aspectos con el objetivo de proveer un mejor entendimiento acerca de los alcances y las limitantes de los esquemas de PSA como herramientas de conservación, y de arrojar luz sobre el rol que los PSA pueden cumplir a la hora del diseño de estrategias conservacionistas.

Este capítulo se basa sobre la revisión de una serie de experiencias de PSA llevadas a cabo en América Latina. Estas experiencias cubren diferentes usuarios, modalidades de pago, usos de la tierra y servicios ambientales (Anexo 1). La estructura del capítulo es la siguiente. A continuación se definen los esquemas de PSA y se describe la lógica detrás de los mismos (sección “¿Qué son los PSA?”). Luego se detallan algunas de las principales características del diseño e implementación de los esquemas de PSA (sección “Características de los PSA”). Después se describe el estado de avance de los PSA en el mundo y se presentan tres ejemplos de operatorias desarrolladas o en preparación en Latinoamérica (sección “Estado de desarrollo de los PSA”). A continuación se discuten los aspectos críticos que hacen a la efectividad de los esquemas de PSA (sección “Efectividad de los PSA como herramienta de conservación”) y se revisan los resultados ambientales alcanzados por la implementación de estos esquemas de PSA (sección “Efectos ambientales de los PSA”). Por último, en la sección “Consideraciones finales” se incluyen las conclusiones que cierran el capítulo.

¿QUÉ SON LOS PSA?

Los servicios ambientales (SA) generados por los ecosistemas naturales y los usos de la tierra amigables con el ambiente presentan la característica de ser externalidades positivas. Es decir, los SA son efectos colaterales positivos de las decisiones sobre el uso y manejo de la tierra de un agente, sin que el mismo reciba una compensación económica de las partes beneficiadas por los SA provistos. Por lo tanto, la alteración y la destrucción de los ecosistemas que proveen los servicios ambientales se debe en gran medida a que los proveedores de los ecosistemas carecen de un incentivo económico para tomar en cuenta los SA que generan sus tierras a la hora de decidir el uso de las mismas. La solución que se ha usado con más frecuencia para evitar la alteración de los ecosistemas y la pérdida de SA ha sido la aplicación de medidas legales que regulen el tipo de uso que se le puede dar a las tierras. Sin embargo, este enfoque de comando y control ha demostrado ser poco efectivo, en particular en los países en desarrollo (Faith y Walter 2002, Sierra 2005). Las razones para esa falta de efectividad están dadas por la dificultad de conseguir una aplicación eficiente de las normas, y por las potenciales repercusiones sociales negativas que el cumplimiento de las normas puede imponer a los pobres de las áreas rurales al prohibir actividades que pueden generarles ingresos (Pagiola y Platais 2002). Esta situación ha llevado al

desarrollo de mecanismos de conservación basados sobre el enfoque de mercado, en el que los generadores de SA son compensados en términos económicos por los servicios ambientales que proveen, y así compatibilizan los intereses privados con los de la sociedad en su conjunto (para mayor detalle ver Engel et al. 2008, Kemkes et al. 2010, Muradian et al. 2010, Wunder 2005). Por lo tanto, se piensa que los PSA pueden actuar como incentivos más poderosos y eficientes para promover la conservación de los ecosistemas, y los bienes y servicios públicos que ellos proveen, en comparación con el enfoque de comando y control. Al mismo tiempo, los PSA podrían generar nuevas fuentes de ingresos para la población rural (Simpson y Sedjo 1996, Ferraro y Simpson 2002, Pagiola y Platais 2002, Pagiola et al. 2004).

Lógica de los PSA

La lógica detrás de los PSA es la siguiente (Figura 1). Por lo general, los usos de la tierra asociados a la generación de SA (e.g., la conservación de bosques nativos) derivan ingresos menores que otros usos productivos alternativos, como la agricultura o las pasturas. Si los usuarios de la tierra se convierten a usos de la tierra más rentables verán aumentar sus ingresos, pero al mismo tiempo pueden imponer costos a terceros ya que éstos dejarán de recibir los beneficios de los SA generados por los usos de la tierra originales. Si los beneficiarios de los servicios realizan un pago por los mismos a los usuarios de la tierra, esto puede hacer marginalmente más rentable los usos de la tierra que los generan, e induciría a que se los mantenga o adopte (Engel et al. 2008).

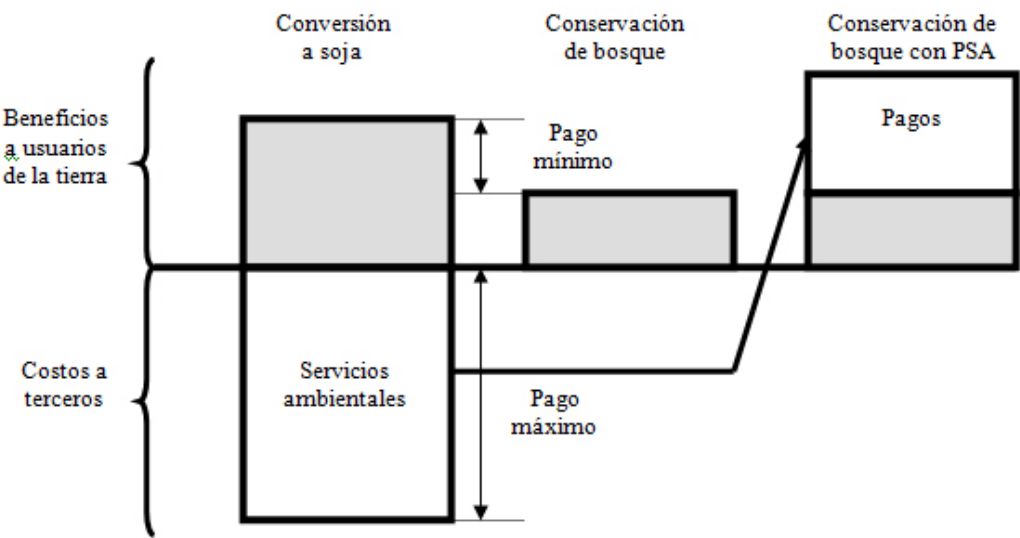


Figura 1. La lógica detrás de los pagos por servicios ambientales. Modificado de Pagiola y Platais (2007).

Una premisa central de un esquema de PSA es que existe una correlación entre determinados tipos de usos de la tierra y la generación de servicios ambientales. En otros términos, existe una relación de causa-efecto en la que determinados usos de la tierra y su manejo generan cierto tipo y cantidad de SA (Campos et al. 2005). El establecimiento de una relación de causa-efecto clara es importante para: i) identificar los beneficiarios de esos servicios y cuánto están dispuestos a pagar por los mismos y ii) determinar las actividades necesarias para generar esos servicios y sus costos asociados, a fines de determinar los pagos mínimos requeridos (Alpizar et al. 2005). De esta premisa se desprenden dos consideraciones importantes. Por un lado, que los pagos por

SA son condicionales a la presencia, en tierras del proveedor, de usos y prácticas de manejo que son considerados como una ayuda en la provisión de cierto servicio ambiental. Por el otro, que los pagos instrumentados a través de estos tipos de PSA son, fundamentalmente, pagos a los proveedores de SA.

CARACTERÍSTICAS DE LOS PSA

En esta sección, basada en parte sobre Gobbi (2006), se describen algunos aspectos que caracterizan a los esquemas de PSA: (i) su estructura, (ii) los servicios que se pagan y (iii) cuánto se paga.

Estructura

En términos operativos, los esquemas de PSA ponen en contacto a los generadores y a los beneficiarios de los servicios ambientales a través de reglas de juego claras para asegurar que: i) los generadores cobren por los SA, ii) los beneficiarios reciban los SA por los que pagan, y iii) exista una fiscalización independiente para ambas partes. Aunque existe una amplia gama de modelos de PSA, la mayoría presenta un diseño estructural básico. El mismo consiste en tres componentes que permiten, por un lado, articular el flujo de fondos desde los beneficiarios a los proveedores de SA y, por el otro, articular el flujo de servicios ambientales desde los proveedores a los beneficiarios. Dichos componentes son: i) un mecanismo de financiamiento, ii) un mecanismo de pago y iii) un mecanismo de administración (Pagiola y Platais 2002). El primer componente recauda y maneja los fondos de los beneficiarios. La operación del componente requiere la identificación de los SE que puedan ser demandados por potenciales beneficiarios, la identificación de quienes son esos beneficiarios y las formas de contactar los mismos. El objetivo fundamental del componente es asegurar un flujo continuo y estable de ingresos para la sustentabilidad financiera del sistema de PSA a largo plazo. Los montos de pago abonados por los beneficiarios no deberían ser superiores al valor del servicio. Lo anterior determina la necesidad de tener conocimiento sobre los niveles de su disponibilidad a pagar, a fin de fijar montos de pago aceptables para los beneficiarios y que permitan financiar el PSA y asegurar la provisión de los SA (ver título “El monto de pago”, en esta sección). Los beneficiarios de los SE pueden ser locales (e.g., usuarios de agua de una comunidad en una cuenca hídrica), nacionales (e.g., Estados, organismos no gubernamentales (ONGs) nacionales, compañías privadas) o internacionales (e.g., gobiernos de países del Anexo B del Protocolo de Kyoto, ONGs internacionales, compañías privadas).

El segundo componente consiste de un mecanismo de pago para entregar los fondos a los proveedores que generan los SA. En este caso, las transacciones con los proveedores por lo común se manejan a través de un contrato. Por lo general, los contratos se establecen por un determinado período de tiempo y pueden ser renovables. Por ejemplo, los contratos del programa de PSA del Fondo Nacional de Financiamiento Forestal de Costa Rica (FONAFIFO) son de cinco años de duración y pueden ser renovados por un período similar. En los contratos se suelen estipular las obligaciones de los usuarios de implementar ciertas prácticas o de incorporar determinados tipos de usos de la tierra, y se acuerda el modelo de pago. La instrumentación del mecanismo de pago a través de un contrato requiere de la implementación de un sistema de monitoreo para constatar su observancia y poder acreditar al usuario para recibir el pago. Dado los costos de transacción

asociados con el monitoreo de las obligaciones contractuales, los esquemas de PSA tienden por lo general a favorecer la participación de los grandes usuarios, a menos que los costos de monitoreo estén subsidiados o los pequeños productores estén organizados en asociaciones y puedan recibir certificaciones comunitarias.

Por último, el mecanismo de administración es una estructura organizativa que supervisa el funcionamiento del sistema de PSA en su conjunto. Esta estructura organizativa puede estar representada por entidades estatales a nivel local (e.g., Programa de PSA de la Municipalidad de Río Blanco en Nicaragua) o a nivel nacional (e.g., Programa de PSA de FONANFIFO en Costa Rica). La estructura organizativa también puede estar constituida por ONGs nacionales e internacionales tales como organizaciones de conservación y desarrollo (e.g., The Nature Conservancy) o asociaciones comunitarias o de productores (e.g., la Asociación de Usuarios de Agua del Río Guabas en Colombia). El mecanismo de administración especifica qué actividades y usos del suelo son elegibles para el pago, evalúa el efecto de las prácticas y los usos de la tierra en la generación de SA, implementa el monitoreo para certificar cumplimiento del contrato con los usuarios, define el nivel de pago y efectúa los ajustes a las actividades y los niveles de pago. En relación al mecanismo de administración, dos aspectos son en particular importantes en cuanto al éxito en la implementación de esquemas de PSA. El primero, al igual que en los dos anteriores, está relacionado a la necesidad del mecanismo de administración de operar con costos de transacción bajos para asegurar la máxima eficiencia en la transferencia del beneficiario a los proveedores de SA. El segundo está relacionado a la transparencia y la credibilidad de los procedimientos empleados en el mecanismo de administración, tal que los beneficiarios tengan confianza en que reciben los SA por los que pagan y que los proveedores de SA consideren justa la retribución por los mismos.

La estructura del PSA descrito arriba se corresponde con los esquemas “tradicionales” de PSA. Sin embargo, aquellos esquemas de PSA asociados a esquemas de certificación de productos amigables con el ambiente, como, por ejemplo, café amigable con la biodiversidad (ver Gobbi 2000, Pagiola 2002), difieren del modelo tradicional en algunos aspectos de su marco institucional. La diferencia principal estriba en que en los esquemas de certificación, el énfasis está más puesto en la canalización de la información que en el manejo de fondos, ya que no existe un intermediario para efectuar el pago a los proveedores de los SA. Por lo tanto, la estructura institucional del mismo está constituida por i) un mecanismo de transferencia de información y ii) un mecanismo de monitoreo y certificación. Por medio del primero de ellos, se informa a los beneficiarios de las características (i.e., formas de producción, manejo o extracción) que distinguen al producto como amigable con el ambiente. Por lo general, esto se realiza por medio de campañas comerciales y de divulgación, que pueden ser llevadas a cabo por compañías comercializadoras, por ONGs o por los mismos productores. Por medio del segundo mecanismo, una organización certificadora independiente monitorea y constata que el proveedor del servicio ambiental cumple con los requerimientos establecidos para la certificación del producto como amigable con el ambiente, y puede comercializar el mismo como tal. En cierta manera, la agencia certificadora cumple el rol de la agencia de administración del sistema de PSA en los esquemas tradicionales, aunque la diferencia fundamental está en que no debe realizar el cobro de los SE a los beneficiarios, ni el pago a los proveedores de los SA.

¿Qué “servicios” ambientales se pagan?

Si bien se reconoce que los ecosistemas proveen numerosos servicios ambientales, la gran mayoría de los esquemas de PSA están relacionados con el desarrollo de mercados para cuatro “servicios ambientales”: i) protección de recursos hídricos, ii) protección de la biodiversidad, iii) captura de Carbono y iv) belleza escénica. Estos “servicios” son definidos en forma coloquial y representan la manera en que se denominan en el desarrollo de mercados. La definición rigurosa de servicios ambientales que provee el Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) no coincide con la utilizada en el desarrollo de mercados. De hecho, la naturaleza provee una cantidad de SA mucho mayor que los cuatro normalmente utilizados en los PSA. Lo anterior no implica que otros servicios ambientales no puedan ser comercializados e internalizados por medio de sistemas de PSA. Sin embargo, la mayor disponibilidad a pagar por parte de los beneficiarios de SA ha sido observada hasta ahora con relación a los cuatro “servicios” mencionados anteriormente.

A su vez, existen diferencias en el alcance geográfico, composición de la demanda y nivel de organización de los mercados para dichos servicios. Los mercados para el recurso hídrico por lo general son locales, ya que las transacciones se efectúan en el ámbito de una cuenca hidrográfica. La demanda está representada por los beneficiarios aguas abajo (i.e., comunidades, agricultores, generadores de energía eléctrica), fácilmente identificables y, por lo común, organizados. Estas características de la demanda, junto al efecto local del servicio en términos de bienestar de los beneficiarios, facilitan la movilización de los mismos para participar de los esquemas de PSA.

Los mercados de biodiversidad, por otra parte, pueden ser locales, nacionales o internacionales, aunque los compradores en su mayoría son globales (i.e., fundaciones, ONGs conservacionistas, organizaciones internacionales y consumidores de países desarrollados). Dado que la biodiversidad puede medirse en términos de diversidad genética, de especies y de ecosistemas, existe una multiplicidad de mercados según el “tipo” de biodiversidad demandada. Lo anterior conlleva a una demanda caracterizada por una gran cantidad de beneficiarios relativamente poco organizados; esto podría limitar la expansión de los mercados asociados a este servicio.

Los mercados para el SA de captura de carbono son en especial de carácter global y en extremo competitivos dada la cantidad de oferentes y opciones de inversión que poseen los beneficiarios. La gran mayoría de las transacciones involucran compradores internacionales, pero a diferencia del mercado de biodiversidad estos compradores están bastante bien organizados. El mercado de captura de carbono está sujeto en gran medida a las reglas que establece el Protocolo de Kyoto, y su desarrollo se encuentra en rápida expansión. No obstante, las condiciones de acceso al mercado de captura de carbono y la necesidad de tener economías de escala para reducir costos de transacción determinan un sesgo en la participación de esquemas de PSA hacia usuarios de terrenos grandes.

Para el servicio de belleza escénica existen mercados nacionales e internacionales. La demanda está constituida por empresas de ecoturismo y agroturismo, y también por particulares. Los mercados asociados a belleza escénica son los menos desarrollados y enfrentan muchas restricciones, en particular la falta de voluntad de pago de las empresas turísticas (Landell-Mills y Porras 2002).

Un último tipo de mercado está representado por el mercado de servicios “en paquete” (Mayrand y Paquin 2004). Los servicios en paquete se generan cuando en una misma área se ofrecen

diferentes servicios. Esos servicios se comercializan de manera fusionada (i.e., sin distinguir los servicios incluidos) o en “menú” (i.e., los beneficiarios compran servicios específicos, mientras que los usuarios venden diversos servicios a distintos compradores). La primera de las formas es de más fácil gestión y menores costos de transacción que la segunda, pero se puede obtener precios menores. A su vez, esta estrategia está limitada por los “trade-offs” entre los servicios que una misma área puede generar. Por ejemplo, un área con una plantación de crecimiento rápido puede maximizar la captura de carbono, aunque no necesariamente aporte biodiversidad, aumente el servicio de agua o sea atractiva para los turistas.

El monto de pago

Una de las preguntas críticas en el diseño de un esquema de PSA es ¿cuánto se debe pagar por los servicios ambientales? Para que los proveedores de SA estén dispuestos a participar en un esquema de PSA, los montos de pago a recibir por los mismos deben, como mínimo, compensar el costo de conservación y el costo de oportunidad de los usos de la tierra resignados. A su vez, para que los beneficiarios de los SA estén dispuestos a participar, el monto debe ser, como máximo, la máxima disponibilidad de pago que posean los mismos. En términos ideales, el monto de pago surgiría de una negociación entre proveedores y beneficiarios de los SA, y se ubicaría entre los extremos descritos anteriormente (Gobbi 2007). Por otro lado, el pago debe tener una magnitud tal que se ubique por encima del monto mínimo necesario para superar el umbral de riesgo percibido por el usuario a participar en el mismo, sobre todo en aquellos PSA asociados a la implementación de nuevas prácticas de uso de la tierra que demanden costos iniciales de inversión elevados y requieran capacidades técnicas adicionales (Gobbi 2008).

Los montos de pago en los casos revisados han sido definidos después de efectuar estimaciones de los costos de oportunidad de los usos de la tierra considerados y, en algunos pocos casos, después de considerar esos estudios junto con estimaciones de las disponibilidades de pago por parte de los usuarios. De lo anterior se desprende que no es una condición necesaria el efectuar una valoración económica de los servicios ambientales para desarrollar un PSA, sobre todo cuando se tienen en cuenta las dificultades teóricas y prácticas para valorarlos (Pagiola y Platais 2007, Gobbi 2008).

ESTADO DE DESARROLLO DE LOS PSA

En los últimos años ha habido una considerable experimentación y avance en el diseño e implementación de esquemas de PSA, en particular en América Latina. Existen numerosos programas en operación en diferentes escalas en Bolivia (Wunder 2005), Colombia (Echeverría 2002, Costa Rica (Pagiola 2005, Pagiola 2008), El Salvador (Díaz et al. 2002) y México (Corbera et al. 2008, Muñoz et al. 2006, Tipper 2002). A su vez, en la actualidad existen varios programas que se encuentran en preparación o en estudio en otros países, tales como Argentina (ver más adelante) o Ecuador (Alban y Wunder 2005).

Entre las iniciativas antes mencionadas se destaca la experiencia pionera del programa de Pago por Servicios Ambientales del FONAFIFO de Costa Rica, establecido en 1997. En ese programa, los productores pueden recibir pagos por ciertos usos específicos de la tierra, entre los que se incluyen

bosques naturales, áreas de regeneración natural y plantaciones forestales (FONANFIFO 2009, Pagiola 2008). Para participar del programa los productores deben presentar un plan de manejo sustentable de bosques preparado por un regente forestal y firmar un contrato con FONAFIFO. Una vez aprobado el plan de manejo, los productores comienzan a implementar las prácticas prescriptas y empiezan a recibir los pagos. Los pagos se reciben anualmente previa verificación del cumplimiento del plan de manejo por medio de una certificación realizada por regentes forestales. Los pagos (y los contratos) tienen una duración de cinco años, con posibilidad de renovarse por otro período. Los montos de pago son establecidos de manera anual, y por lo general se realizan ajustes por inflación sobre los montos del año anterior. Los montos establecidos para 2009, y por un plazo de cinco años, para la categoría de protección de bosques fue 320 US\$/ha, para protección de bosques en vacíos de conservación 375 US\$/ha, para reforestación US\$ 980/ha y por regeneración natural en potreros con potencial productivo 205 US\$/ha (FONAFIFO 2009).

Si bien mayoría de los programas de PSA se orientan a las áreas de bosques, los mismos se han empezado a utilizar para dirigir esfuerzos de conservación en paisajes agropecuarios. En esta dirección, hace poco concluyó una experiencia de pago implementada por el Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (PESIME), dirigida a utilizar un esquema de PSA como mecanismo para recuperar áreas de pasturas degradadas en paisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Colombia y Nicaragua (Gobbi 2005, Ibrahim et al. 2007, Pagiola et al. 2004). El proyecto, que fuera implementado entre los años 2003 y 2007, tenía como objetivos evaluar si el pago de servicios ambientales era un incentivo suficiente para que los productores adoptaran sistemas silvopastoriles tendientes a generar beneficios ambientales globales y ganancias socioeconómicas locales. El proyecto pagaba a los productores por la provisión de los servicios ambientales globales de carbono y biodiversidad establecidos por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial. El diseño del esquema de pago por servicios ambientales incluyó la generación de un índice ecológico utilizado para estimar la cantidad de servicio ambiental generado por los usos de la tierra presentes en la zona de estudio (ver Murgueitio et al. 2004, Gobbi et al. 2005). Los pagos se efectuaban en forma proporcional al incremento total en servicios ambientales, medidos por el índice ecológico, con relación a una línea base establecida en el primer año (ver Gobbi 2005 para una descripción detallada de la modalidad de pago). La cantidad a pagar por servicios ambientales surgía de multiplicar el puntaje obtenido por la finca según el índice ecológico por el valor monetario asignado al punto del índice. El valor del punto fue definido sobre la base del análisis de la rentabilidad relativa de los distintos usos de la tierra y prácticas silvopastoriles, estableciéndose un nivel de pago de US\$ 75 por punto incremental del índice ecológico. La duración del período de pago fue de cuatro años.

En términos de evaluar la efectividad del esquema de PSA del PESIME para promover cambios en el uso de la tierra, a lo largo de los cuatro años de la implementación del mismo en el sitio piloto de Costa Rica, se observó: i) una reducción de casi 40% en la superficie de pastos degradados, ii) un incremento cercano a 75% en la superficie de pastos con cobertura arbórea, iii) un incremento de 3.5 veces en la longitud de cercas vivas, y iv) un aumento de 11% en la cobertura de bosques (Ibrahim et al. 2007). En términos de servicios ambientales, lo anterior resultó en: i) un incremento de 22% en el depósito de carbono a nivel de paisaje, ii) la creación de hábitat para biodiversidad ya que las fincas ganaderas podían mantener entre 67% de las especies de aves, 83% de las especies de mariposas y 77% de las especies de árboles presentes en un Parque Natural cercano al sitio piloto (Sáenz 2005), y iii) mejoras significativas en la provisión de servicios hidrológicos (cantidad y calidad) y en disminuciones marcadas de la escorrentía superficial.

En el caso específico de Argentina, hasta el momento no se han desarrollado experiencias de implementación de esquemas de PSA. No obstante, la recientemente sancionada ley Nacional 26.331 de Presupuestos Mínimos de Conservación de Bosques Nativos provee un marco normativo para el diseño e implementación de esquemas de PSA dirigidos a la conservación de bosques nativos en todas y cada una de las provincias forestales del país. La ley apunta a promover el enriquecimiento, la restauración, la conservación y el aprovechamiento racional y sustentable de los bosques nativos, así como a respaldar los servicios ambientales que le proporcionan a la sociedad, por medio del establecimiento de compensaciones monetarias a los tenedores de la tierra a cambio de la conservación de bosques nativos. Según la ley, los bosques son clasificados en tres categorías: i) bosques con alto valor de conservación (categoría roja: no pueden ser transformados), ii) bosques con mediano valor de conservación (categoría amarilla: pueden ser sujetos a manejo forestal sustentable), y iii) bosques con bajo valor de conservación (categoría verde: pueden ser transformados total o parcialmente a otros usos de la tierra). Sobre la base de esta categorización, la Ley establece que se compensará a los tenedores de la tierra que posean bosques bajo las categorías roja y amarilla, y define que los bosques bajo la primera categoría recibirán una compensación mayor que los bosques bajo la segunda categoría. Para acceder a los pagos los tenedores de la tierra deberán presentar planes de manejo sustentable de bosques.

De acuerdo con las premisas estipuladas en la Ley, se está elaborando una propuesta de PSA para los bosques nativos de la provincia del Chaco (Gobbi, en preparación). La misma combina elementos del mecanismo de pago de FONAFIFO y del mecanismo implementado por el PESIME, antes descritos en este capítulo. En forma sucinta, la propuesta de PSA en preparación propone “abrir” las categorías rojas y amarillas en diferentes subcategorías de conservación y manejo forestal, de tal manera que los usos de la tierra asociados a las mismas reciban un puntaje de acuerdo a su capacidad para generar servicios ambientales. Los puntajes más altos serían asignados a aquellos usos de la tierra incluidos dentro de la categoría roja (tales como bosques con bajo nivel de intervención, por ejemplo) y un puntaje intermedio a aquellos bajo categoría amarilla (tales como bosques bajo distintas estrategias de manejo, recibiendo menor puntaje las estrategias de mayor intervención). En orden a evitar el “problema de fuga” (ver definición en la siguiente sección, “Efectividad de los PSA como Herramienta de Conservación”), el índice se aplicaría a la totalidad del predio. La suma del puntaje resultante de multiplicar la superficie bajo cada opción de uso de la tierra por su correspondiente puntaje proveerá el puntaje total para el predio. Este puntaje total, a su vez, sería multiplicado por el valor monetario del punto del índice para dar la cantidad a ser pagado anualmente por SA. El valor monetario del punto se establecería cada año sobre la base de la disponibilidad de fondos para las compensaciones establecidos por la ley.¹

Si bien el esquema de PSA propuesto para implementar las compensaciones para los bosques de la provincia del Chaco es más elaborado que el previsto en la ley, el mismo posee una serie de

¹ La ley establece la creación de un Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos, con el objetivo de fortalecer la capacidad técnica y de control a nivel provincial, y compensar a los titulares que realicen tareas de conservación y manejo sostenible de bosques nativos con alto y medio valor de conservación. El Fondo contará anualmente con asignaciones no menores a 0.3% del Presupuesto Nacional y de 2% de las Retenciones a las exportaciones de productos primarios del sector agrícola, ganadero y forestal. La distribución del Fondo se realizará anualmente entre las provincias que concreten su Plan de Ordenamiento Territorial. El 70% de los fondos que le correspondan a cada provincia será destinado para compensar a los titulares de las tierras en cuya superficie se conservan o se desarrollen planes de aprovechamiento sostenible del bosque nativo de acuerdo a sus categorías de conservación. El 30% restante será destinado a las autoridades de aplicación de cada jurisdicción, con el objeto de crear una red de monitoreo y sistemas de información de sus bosques nativos, como así también brindar asistencia técnica y financiera para pequeños productores, comunidades indígenas o campesinas.

ventajas al planteo original: i) el empleo de un índice que contemple diferentes subcategorías de manejo y uso de la tierra forestales en las categorías roja y amarilla permite realizar pagos más justos ya que se corresponden con una provisión más “real” de los SA, ii) permite enviar señales más precisas en cuanto a qué usos y prácticas de manejo forestales son deseables para mejorar la provisión de SA y la conservación de bosques, iii) el proceso de pago es más transparente, ya que el productor (conociendo de antemano el puntaje de su predio) podrá calcular el monto de pago que le corresponde anualmente en función del valor del punto del índice establecido para un año en particular y iv) se disminuirían potenciales críticas al esquema por las variaciones en los montos de pago debido a fluctuaciones presupuestarias anuales del Fondo de Pago previsto en la ley, dado que si bien fluctuaría el valor del punto del índice, el puntaje del predio rural se mantendría sin cambios (a menos que el productor incorporase cambios hacia usos de la tierra que proveyeran mayor cantidad de SA).

EFFECTIVIDAD DE LOS PSA COMO HERRAMIENTA DE CONSERVACIÓN

En determinadas ocasiones, los sistemas de PSA pueden no ser la herramienta más adecuada para alcanzar los objetivos de conservación propuestos. En términos generales, la aplicabilidad de los esquemas de PSA como herramienta de conservación depende de la relación costo-beneficio para generar el SA (Pagiola 2005). Las condiciones en que los esquemas de PSA resultan ser la herramienta óptima se dan cuando el costo de oportunidad de conservación es bajo y los beneficios de conservación son altos. Por ejemplo, si se tiene un área crítica en una cabecera de cuenca para la protección del recurso hídrico que se encuentra bajo producción, pero el costo de oportunidad de destinarla exclusivamente para la generación del SA es bajo (lo que implica que el pago requerido para conservación es bajo), las posibilidades de éxito de emplear la herramienta del PSA para asegurar la generación del servicio son máximas. Si la situación encontrada es a la inversa, esto es, el costo de oportunidad de la conservación es alto y los beneficios de conservación son bajos, entonces los PSA no son la herramienta adecuada a emplear. Esta situación puede plantearse cuando se intentan conservar áreas de baja importancia en términos de generación de servicios ambientales, pero que poseen un alto potencial productivo y pueden ser transformadas a usos de la tierra altamente rentables.

Por otro lado, puede presentarse la oportunidad en que se tenga un área donde el beneficio de destinarla a conservación sea muy alto, pero los costos de oportunidad de la conservación también sean muy altos. En este caso, la implementación de un sistema de PSA es posible, ya que se lo podría justificar en términos de los beneficios de conservación, pero en extremo difícil debido al monto elevado que deberían tener los pagos a los usuarios. Por último, puede encontrarse la situación contraria a la anterior, esto es, un área donde tanto los costos de oportunidad de la conservación como los beneficios de la misma, en términos de generación de servicios ambientales, son bajos. Por lo tanto, la implementación de un sistema de PSA sería posible debido a los montos relativamente bajos que se requerirán para compensar a los usuarios, pero poco útil en términos del retorno ambiental de dicha acción.

Tal como se mencionara antes, el objetivo central de un PSA es hacer que usos de la tierra que no son privadamente rentables pero que son deseables desde la perspectiva de la sociedad se transformen en rentables para los usuarios de la tierra, lo cual incentivaría su adopción por parte de

esos usuarios. No obstante, se pueden presentar varios tipos de ineficiencias en la implementación de PSA: i) falta de adicionalidad, ii) fuga, iii) falta de permanencia, (iv) falta de focalización y (v) generación de incentivos perversos.

La falta de adicionalidad hace referencia a la situación de pagar por usos de la tierra que serían mantenidos o adoptados de cualquier manera (Ferraro y Pattanayak 2006). Esta situación se plantea cuando los programas ofrecen pagos bajos, indiferenciados y no orientados espacialmente (Engel et al. 2008). Esto resulta en ineficiencia financiera del esquema, ya que se consumen fondos que podrían haber sido utilizados donde, sin la presencia de un pago, existe un riesgo elevado de pérdida de los usos que generan los SA. Por ejemplo, el programa de PSA de FONANFIFO paga por la conservación de todo bosque que haya sido reclutado en el esquema, de manera independiente del riesgo o amenaza de cambio a otros usos que presente el mismo. Esto ha llevado a que se pague por la conservación de bosques en áreas en las que las posibilidades de desaparición de esos bosques son casi nulas, tales como áreas remotas o de difícil acceso.

Fuga se refiere al desplazamiento inadvertido de actividades que resulta en la pérdida de servicios ambientales en áreas geográficas fuera de la zona de intervención del PSA (Brown et al. 1997, Watson et al. 2000, Robertson y Wunder 2005). La fuga puede ser directa o indirecta. En forma directa se da, por ejemplo, cuando la conservación de bosques bajo un PSA desplaza actividades destructivas a otras áreas forestadas. En forma indirecta ocurre cuando, como ejemplo, el retiro de áreas para conservación conlleva a un incremento de los precios de productos forestales o agrícolas, lo cual estimula la conversión de áreas naturales a usos productivos en otras regiones.

Falta de permanencia se refiere a la habilidad de los PSA para lograr los objetivos de asegurar la provisión de los SA después del período de pago cuando el horizonte de pago es finito (Engel et al. 2008). Este es uno de los aspectos más críticos y criticados (ver Swart 2003) de los PSA, ya que si los fondos para financiar el mismo no son sustentables o no están asegurados a largo plazo, las expectativas de permanencia de los usos de la tierra de interés para la generación de SA después que los pagos finalicen pueden ser mínimas (ver apartado sobre lógica de los PSA).

La falta de priorización tiene lugar cuando el diseño de los pagos no considera criterios que optimicen el retorno de esos pagos en términos de generación de SA. Los usos de la tierra y de las áreas que estarían sujetos a pago pueden priorizarse teniendo en cuenta aspectos tales como costos de transacción, nivel de generación de SA y amenaza de cambio, con el objeto de hacer que el esquema sea eficiente en términos financieros, en particular en aquellos casos en que el número de aplicaciones a participar del PSA excede los fondos disponibles para el mismo (Engel et al. 2008, Wünscher et al. 2008).

Por último, en el diseño del PSA se debe evitar la generación de incentivos perversos que malogren sus objetivos. Por ejemplo, el plan inicial en el proyecto PESIME involucraba el pago por las áreas silvopastoriles “incrementales” en la finca, sin compensar aquellas áreas que ya estuvieran presentes en la finca. Este enfoque inicial presentaba el riesgo substancial de crear el incentivo, para aquellos finqueros con un alto porcentaje de la superficie de sus fincas bajo sistemas silvopastoriles, de eliminar las áreas silvopastoriles preexistentes a fines de hacer “más espacio” en la finca disponible para recibir pago. La forma en que se resolvió esta situación fue efectuando un pago único al inicio del programa que reconocía las áreas silvopastoriles preexistentes (ver Pagiola et al. 2004 y Gobbi 2005).

EFFECTOS AMBIENTALES DE LOS PSA

Después de haber presentado y discutido las características que hacen a los PSA, la pregunta que surge es ¿qué efectos ambientales han producido los mismos? Los casos de PSA revisados indican que los efectos ambientales más importantes producidos por los PSA han sido la recuperación de la cobertura forestal, la recuperación de áreas degradadas, la reducción en la conversión de bosques a áreas agrícolas y de pasturas, y la implementación de usos de la tierra amigables con el ambiente. A su vez, distintos estudios han encontrado que quienes reciben PSA tienden a tener coberturas boscosas mayores y a implementar usos de la tierra amigables con el ambiente que quienes no los reciben (Zbinden y Lee 2005, Ibrahim et al. 2007, Sierra y Russman 2006).

Un aspecto aún pendiente en la mayoría de los PSA es la falta de una base empírica sólida que establezca de manera fehaciente las relaciones entre los usos de la tierra compensados y la generación de los servicios ambientales. La mayoría de los esquemas de PSA han establecido estrictos esquemas de contralor y monitoreo del cumplimiento de las condiciones del contrato de pago (i.e., monitoreo de la presencia de los usos de la tierra sujetos a pago), pero permanecen débiles en cuanto al monitoreo de su efectividad en la generación de los SE de interés. En particular, esta situación ha sido crítica en el caso de esquemas de PSA orientados a los servicios hídricos, en los que el manejo de las cuencas ha estado sujeto a generalizaciones que no siempre tienen una base empírica robusta y cuyos efectos ambientales reales pueden ser los contrarios a los buscados (Kaimowitz 2004). No obstante, algunos esquemas de PSA han realizado estimaciones de la “cantidad” de servicios ambientales generados por los usos de la tierra pagados. Tal es el caso del proyecto PESIME, que poseía un módulo de monitoreo de las cantidades de carbono capturado y de biodiversidad generada, y de los efectos sobre la calidad de agua que la incorporación de sistemas silvopastoriles en las fincas de los productores participantes producía (Gobbi et al. 2005, Ibrahim et al. 2007).

CONSIDERACIONES FINALES

A medida que los ambientes naturales son degradados y transformados, los servicios ambientales provistos en forma gratuita por la naturaleza comienzan a ser progresivamente escasos. La escasez emergente de los SA que resulta de dicha situación los ha hecho sujetos potenciales de comercialización, y han hecho que los PSA aparezcan como un instrumento de política atractivo para financiar la conservación de la naturaleza y el manejo adecuado de los recursos naturales. En ese contexto, las posibilidades de mantener o de incrementar la oferta de servicios ambientales en tierras privadas están influenciadas, en gran medida, por los incentivos económicos que puedan recibir los usuarios de las tierras con potencial para la generación de esta oferta. Los esquemas de PSA, entonces, reconocen explícitamente esa influencia e intentan conectar los intereses de los usuarios de la tierra con el resto de la sociedad.

En los últimos años se ha avanzado de manera considerable en la temática de PSA, a juzgar por los resultados de las iniciativas desarrolladas en el mundo; en particular, por aquellas llevadas adelante en América Latina. Esas iniciativas no han estado exentas de errores en su diseño e implementación, ya que el rasgo distintivo de las mismas es que “se ha ido aprendiendo a medida que se hacía”. Aun hoy, con mucha más experiencia en el área, son muchos los interrogantes

que todavía quedan en cuanto al funcionamiento, la efectividad y la equidad de los esquemas de PSA, y falta mucho que aprender para hacer recomendaciones precisas sobre su diseño. No obstante, la lección más importante que se desprende de las iniciativas existentes para que los PSA sean instrumentos efectivos de conservación es que su diseño e implementación requiere de un enfoque flexible, sistémico y estratégico. Este enfoque debe contemplar las condiciones sociales, económicas, ambientales e institucionales bajo las cuales se aplicará el PSA, como también la voluntad de adaptarse a las lecciones aprendidas y a las circunstancias cambiantes del entorno.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado dentro del marco de los proyectos PR CHFOR04 “Producción sustentable para Chaco y Formosa en la ecorregión chaqueña”, PR CHAFOR410132 “Enfoques integrados para el manejo sustentable de ecosistemas de Chaco y Formosa” y IES1732 “Evaluación económica de los servicios ambientales en los sistemas de producción y las externalidades asociadas: los casos de las ecorregiones pampeana y chaqueña”.

BIBLIOGRAFÍA

Alban, M. y S. Wunder. 2005. Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. ZEF-CIFOR Workshop on PSA, Titissee, Alemania, junio 2005.

Alpizar, F., B. Louman y J. Parrotta. 2005. An integrated approach to forest ecosystem services. II Global Forum. Pp 97-116.

Brown, P., B. Carbalé y R. Livernash. 1997. Carbon Counts: Estimating Climate Change Mitigation in Forestry Projects. World Resources Institute. Washington, D.C. EE.UU.

Campos, J.J., F. Alpizar, B. Laouman, J. Parrota y R. Madrigal. 2005. Enfoque Integrado para el Esquema de Pago por Servicios Ecosistémicos Forestales. Pp. 1-26 en: G. Mery, R. Alfaro, M. Kanninen y M. Lobovikov (eds.), Forest in the Global balance-Changing Paradigms. IUFRO World Series.

Corbera, E., C. González y K. Brown. 2008. Institutional dimension of payments for ecosystem services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme. Ecological Economics 68:743-761.

Díaz, O., L. Dimas, M. García, L. Herrador y V. Méndez. 2002. Pago por servicios ambientales en El Salvador. PRISMA, San Salvador, El Salvador.

Echeverría, M. 2002. Water user associations in the Cauca Valley: a voluntary mechanism to promote upstream-downstream cooperation in the protection of rural watersheds. Land-Water Linkages in Rural Watershed Study Series. FAO, Roma, Italia.

Engel, S., S. Pagiola y S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. Ecological Economics 65:664-674.

FAO. 2002. Relaciones Tierra-Agua en Cuencas Hidrográficas Rurales. Boletín de Tierras y Aguas de la FAO 9. Roma, Italia.

Faith, P. y P. Walter. 2002. The role of trade-offs in biodiversity planning: linking local management, regional planning, and global conservation efforts. Journal of Biosciences 27:393-407.

Ferraro, P. y R. Simpson. 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. Land Economics 78(3):339-359.

Ferraro, P. y S. Pattanayak. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. PLoS Biology 4(4):e105.

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONANFIFO). 2009. Programa de Pago por Servicios Ambientales. www.fonafifo.com (último acceso: 17/11/2010).

Gobbi, J. 2000. Is biodiversity-friendly coffee financially viable? An analysis of five different production systems in Western El Salvador. Ecological Economics 33:267-281.

Gobbi, J. 2005. Efecto del Incremento en el Valor del Punto del Índice de Cambio de Uso de la Tierra en la Percepción de los Finqueros y la Rentabilidad de los SSP. Reporte Interno SE-2/05, Proyecto PESIME. Costa Rica.

Gobbi, J. 2006. Perfil de Sistemas de Pagos por Servicios Ambientales para Apoyo de Prácticas Forestales y Agrícolas Sostenibles. BID Documentos Trabajos. Washington, D.C. EE.UU.

Gobbi, J. 2007. Los pagos por servicios ambientales: ¿qué son y qué caracteriza sus mercados? XXVI Jornadas Agronómicas del Chaco. Charata, Argentina.

Gobbi, J. 2008. Curso Diseño de Esquemas de Pago por Servicios Ambientales. INTA. Chaco, Argentina.

Gobbi, J. (en preparación). Propuesta de Diseño del Esquema de Compensaciones para los Bosques Nativos de la Provincia del Chaco previsto en la Ley Nacional 26331. INTA. Colonia Benítez, Argentina.

Gobbi, J., M. Ibrahim, F. Casasola, E. Ramírez y E. Murgueitio. 2005. ¿Solucionando el problema de monitoreo? El uso de un índice ecológico como herramienta para aplicar un pago por servicios ambientales. Conferencia Wallace, CATIE, Costa Rica.

Ibrahim, M., J. Gobbi, F. Casasola, M. Chacón, N. Ríos, et al. 2006. Enfoques Alternativos de Pagos por Servicios Ambientales: experiencia del Proyecto Silvopastoril. Trabajo presentado en el Taller Experiencia Costarricense con PSA. San José, 25-26 septiembre 2006.

Kaimowitz, D. 2004. Forest and water: a policy perspective. Journal of Forest Research 9:289-291.

Kemkes, R., J. Farley y C. Koliba. (en prensa). Determining when payments are an effective policy approach to ecosystems service provision. Ecological Economics.

Landell-Mills, N. y L. Porras. 2002. Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor. IIED, Londres, UK.

Mayrand, K. y M. Paquin. 2004. Pagos por servicios ambientales: estudio y evaluación de esquemas vigentes. Unisfera, Montreal.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and Human Well-being. Synthesis. Island Press. Pp. 138.

Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J.M. Torres y J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. Ecological Economics 65:725-736.

Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy y P. May. 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69:1202-1208.

Murgueitio, E., M. Ibrahim, E. Ramírez, A. Zapata, C. Mejía, et al. 2002. Guía para el pago de servicios ambientales. Proyecto Enfoques Integrados para el Manejo de Ecosistemas. CIPAV, CATIE y Nitlapán. Cali, Colombia.

Pagiola, S. 2002. Selling Biodiversity in a Coffee Cup. Páginas 103–126. En Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan, London. UK.

Pagiola, S. 2005. Assessing Efficiency of Payments for Environmental Services Programs: A Framework for Analysis. Banco Mundial. Washington, D.C. EE.UU.

Pagiola, S. y G. Platais. 2002. Pagos por Servicios Ambientales. Environment Strategy Notes No. 3. Mayo 2002. Banco Mundial.

Pagiola, S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, et al. 2004. Paying for biodiversity services in agriculture landscapes. World Bank Environmental Paper No. 149.

Pagiola, S. y G. Platais. 2007. Payments for Environmental Services: From Theory to Practice. Banco Mundial. Washington, D.C. EE.UU.

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65:712-724.

Robertson, N. y S. Wunder. 2005. Fresh Tracks in the Forest. Assessing incipient payments for environmental services in Bolivia. CIFOR, Indonesia.

Sáenz, J. 2005. Informe monitoreo de aves Esparza, Costa. Proyecto GEF-CATIE. Documento de circulación interna. Pp. 35.

Sierra, R. 2005. From National to Global Planning for Biodiversity Conservation. Examining the Regional Efficiency of National Protected Area Networks in the tropical Andes. En K. Zimmerer editor. *Geographies of Environmental Management and Globalization. Expanding Dimensions and Dilemmas*. University of Chicago Press, Chicago, EE.UU.

Sierra, R. y E. Russman. 2006. On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics* 59:131-141.

Swart, J. 2003. Will direct payments help biodiversity? *Science* 299:1981.

Tipper, R. 2002. Helping Indegenous Farmers Participate in the International Market for Carbon Services: The Case of Scolel Té. En: Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan, London. UK.

Watson, R., I. Noble, B. Bolin, N. Ravindranath, D. Verardo, et al. 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Special report to the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge. UK.

Wunder, S. 2005. Payment for environmental services: some nuts and bolts. CIFOR Infobrief No. 9.

Wunder, S. y M. Albán. 2008. Decentralized payments for environmental services: the case of Pimampiro and PROPAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* 65:822-833.

Wünscher, T., S. Engel y S. Wunder. 2008. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits. *Ecological Economics* 65:822-833.

Zsbinden, D. y D. Lee. 2005. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development* 33(2):255-272.

ANEXO

1. Experiencias de Pago por Servicios Ecosistémicos desarrolladas en América Latina consideradas en el presente estudio

Nombre de la iniciativa	País	Fuente
Programa de Pago por Servicios Ambientales de FONANFIFO	Costa Rica	FONAFIFO 2009, Pagiola 2008
Proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas	Costa Rica, Colombia y Nicaragua	Pagiola et al. 2004, Gobbi 2005, Ibrahim et al. 2007
Programas Pamampiro y PROPAFOR	Ecuador	Wunder y Albán 2008
Pago Servicios Ambientales Hidrológicos	México	Muñoz-Piña et al. 2008
Proyecto Scolel Té	México	Tipper 2002
Varias iniciativas	Bolivia	Roberson y Wunder 2005

Capítulo 13

LOS DESAFÍOS DEL ORDENAMIENTO AMBIENTAL DEL TERRITORIO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

Carina Quispe Merovich y María Victoria Lottici

Carina Quispe Merovich es abogada, Magister en Tecnología y Gestión Ambiental y Directora de Gobernabilidad, Política Ambiental y Conservación de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales. Email Quispe: cquispe@farn.org.ar - María V. Lottici es economista, Especialista en Gestión Ambiental y consultora de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales. Email Lottici: victoria@cisiar.org.

Resumen. El presente artículo aborda aspectos legales, institucionales y económicos relacionados con la efectiva implementación de la Ley de Bosque Nativo. Como sabemos, esta ley pivota sobre varios institutos jurídicos de derecho ambiental que fueron incluidos en dicha ley a fin de establecer las directrices básicas que permitieran ordenar la situación grave y acelerada de pérdida de bosque nativo del país, de modo coherente en todas las jurisdicciones provinciales. La novedad para el sistema ambiental argentino surge a partir del reconocimiento de los servicios ambientales que prestan los bosques y de la necesidad de asignar un valor económico a estos servicios, a la vez de pagar por dicho valor a fin de que el bosque se mantenga en pie y se maneje de modo sustentable. Hasta la fecha (a más de dos años de la sanción de la ley) no se han producido pagos por servicios ambientales, lo cual nos obliga a analizar las causas de esta situación, incluso echando mano de la experiencia de Costa Rica, uno de los países con trayectoria más amplia y exitosa en el tema.

INTRODUCCIÓN

Como es de público conocimiento, el bosque nativo de nuestro país, y de modo especial en algunas provincias argentinas, ha sido dañado de modo irreparable, subsistiendo apenas 30% de la masa boscosa original según estimaciones de la propia autoridad ambiental nacional (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación 2007).

La cantidad de hectáreas desmontadas en la Provincia de Salta, así como los permisos otorgados hacia fines del año 2007 en dicha provincia (cuando el Proyecto de Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (en adelante, Ley de Bosques Nativos) estaba a escasos días de su aprobación por el senado nacional) nos alertan acerca de una situación de grave contexto y consecuencias.

Como ocurre con la mayoría de las cuestiones ambientales, el abordaje multidisciplinario e intersectorial de la problemática garantizará sin duda alguna la mejor de las soluciones posibles, siempre que medie un compromiso genuino y acciones concretas por parte del sector gubernamental en todos los niveles. Tanto más cuando el marco normativo vigente aporta un sustento suficiente y propicio para estrategias y políticas que permiten poner en marcha la legislación; esto, por cierto, es una responsabilidad preeminente del Poder Ejecutivo Nacional (PEN) y de los pares provinciales. El PEN, principalmente en lo que respecta a la disponibilidad de los recursos económicos para el pago de los servicios ambientales. Sus pares provinciales, en lo atinente a la responsabilidad por la elaboración participada del ordenamiento ambiental de los bosques, en la definición de las áreas conforme las categorías que prevé la ley, en el control exhaustivo en el cumplimiento de la misma y, por último, en la distribución de los fondos que provengan de la Nación.

Es que el legislador nacional no en vano ha consagrado como derecho positivo a los Principios Preventivo y Precautorio, los cuales deben imbuir toda decisión de política pública y privada¹, a lo que debe agregarse la completa estructura de la Ley N° 26.331² y su reciente decreto reglamentario³. En este mismo sentido, la ley establece entre sus objetivos el de “hacer prevalecer los principios precautorio y preventivo, manteniendo bosques nativos cuyos beneficios ambientales o los daños ambientales que su ausencia generase, aún no puedan demostrarse con las técnicas disponibles en la actualidad”⁴. Parece, entonces, que no hay excusas para la protección y el uso sostenible del bosque nativo, sino más bien un largo camino por recorrer en la institucionalidad pública ambiental de Argentina y en la concientización y compromiso de los diversos actores involucrados en la problemática. En este sentido, es importante destacar que las autoridades parecen obviar en numerosos casos las obligaciones surgidas de los compromisos internacionales asumidos, incurriendo en una responsabilidad específica en dicho plano. Aquí, los convenios de Diversidad Biológica y Cambio Climático, así como el Convenio N° 169 de la Organización Internacional del Trabajo, relativo a los derechos de los pueblos indígenas, deben ser considerados especialmente.

Debe destacarse en esta línea el papel fundamental que ha jugado la Corte Suprema de Justicia

1 Ley General del Ambiente N° 25.675, arts. 4 y 5. Ver también en Sabsay et al. 2006.
2 BO. 26.12.2007.
3 Decreto PEN N°91/2009, BO. 16.02.2009.
4 Ley 26331, art. 3, inc. h).

de la Nación en la causa Salas⁵, la cual, en una admirable interpretación y armonización del Derecho Internacional y el Derecho Argentino, avanza, frente a la emergencia forestal del país y de Salta, en el dictado de una medida cautelar que, sobre la base del criterio de precaución, logra garantizar la aplicación efectiva de la Ley de Bosque Nativo en el marco más amplio de la Ley General del Ambiente. Tal como ha ocurrido en otras circunstancias⁶, el Poder Judicial, y en este caso el máximo tribunal (con el peso que ello implica) se ha diferenciado de los restantes poderes en la aplicación contundente de las leyes de presupuestos mínimos de protección ambiental. Esta situación nos marca con claridad cómo las autoridades ejecutivas y legislativas de los tres niveles de gobierno (nacional, provincial y municipal) no están aún dispuestas a incorporar “ex ante” las consideraciones de carácter ambiental que deberían transversalizar normas y políticas: en la medida en que esto no ocurra, las mismas infringen la Constitución Nacional y la Ley General del Ambiente, lo cual implica sin duda al mismo tiempo la responsabilidad de quienes obran en este sentido.

De acuerdo a lo expresado, el presente artículo intenta, por un lado recorrer brevemente los principales institutos jurídicos contenidos en la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, y profundizar en uno de sus aportes más novedosos al Derecho Ambiental Argentino, como es el pago por servicios ambientales, y considerando la realidad actual en cuanto a la implementación efectiva de la ley, tanto en términos generales como en lo que respecta al pago por servicios, y la experiencia comparada en esta materia, en base al caso de Costa Rica.

LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

Luego de un proceso parlamentario muy arduo, impulsado en gran medida por la acción sostenida de organizaciones de la sociedad civil (que lograron casi un millón y medio de firmas para que la ley fuera votada), hacia fines de noviembre de 2007 fue aprobada la Ley N° 26.331, que estableció

5 CSJN S 1144 XLIV “Salas, Dino y Otros c/Salta Provincia de y Estado Nacional s/amparo”. Esta acción de amparo fue iniciada por comunidades originarias y familias criollas contra la Provincia de Salta y el Estado Nacional, frente a la gravísima situación de los bosques nativos en la citada provincia, y con diversos propósitos: para lograr el cese inmediato y definitivo de los desmontes y talas indiscriminadas en los departamentos de San Martín, Orán, Rivadavia y Santa Victoria; para que se declare la inconstitucionalidad y nulidad absoluta de las autorizaciones otorgadas para el desmonte y se prohíba otorgarlas a futuro; para que se imponga a las demandadas el deber de recomponer el ambiente al estado anterior a la producción del daño y, en caso de no resultar ello técnicamente factible, para que se fije una indemnización sustitutiva a su favor, sin perjuicio de lo que corresponda a otros afectados y al Fondo de Compensación Ambiental creado por la ley 25.675. Los actores solicitaron además una medida cautelar tendiente a que se ordenara el cese provisional del desmonte y la tala de bosques nativos en la zona referida durante todo el tiempo que demande la sustanciación de la causa, y la producción de una diligencia preliminar dirigida a que el Estado provincial informe los datos de quienes hubieran solicitado y obtenido autorizaciones de desmonte y tala para la zona en cuestión. En diciembre de 2008, la Corte ordenó proceder al pedido de informes a la Provincia de Salta a modo de diligencia preliminar; y, con base en el principio precautorio y demás extremos necesarios para su procedencia- hacer lugar a la medida cautelar solicitada disponiendo de manera provisional el cese de los desmontes en los departamentos mencionados, que fueran autorizados por la Provincia de Salta en el último trimestre del año 2007. Ante la solicitud de la provincia para que se dejara sin efecto la medida cautelar dispuesta, en marzo de 2009 la CSJN mantuvo la medida y suspendió todas las autorizaciones de tala y desmonte y su ejecución en los cuatro departamentos hasta tanto la Provincia de Salta realice un estudio de impacto ambiental con las directrices dadas en el fallo, en el término de noventa días.
6 En este sentido, también merece destacarse la actuación de la Corte en la causa Mendoza, relativa a la contaminación de la cuenca Matanza – Riachuelo. Para mayor información sobre la causa, y las resoluciones tomadas por la CSJN ver en www.farn.org.ar/riachuelo/caso.html

los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos⁷.

Mediante sus previsiones, la ley contribuyó en un momento crítico y brindó herramientas adecuadas para evitar la afectación seria del bosque nativo del país. Así, la moratoria incluida en su articulado (que impidió el otorgamiento de autorizaciones de desmonte en el plazo comprendido entre la sanción de la ley y la realización de los respectivos ordenamientos territoriales en las provincias⁸) significó un duro límite que obligó a las jurisdicciones a iniciar procesos de discusión sobre el futuro de los bosques con actores, fundamentos y mediante mecanismos impensados hasta entonces.

Claramente, el concepto de “ordenamiento territorial” en los términos que lo plantea la Ley de Bosque Nativo⁹, y de manera complementaria a la Ley General del Ambiente N° 25.675, signado por la obligación de que exista una participación amplia, temprana y genuina de las comunidades locales (en especial indígenas y campesinas) y así mismo la obligatoria observación de criterios de sostenibilidad ambiental, no era ni es un “modus” instalado en Argentina para la planificación sustantiva y temporal en relación al bien “ambiente” o a alguno de sus componentes. Esta es una gran asignatura pendiente del sector gubernamental, extensible a otros recursos y problemáticas ambientales. De manera general puede afirmarse que las autoridades gubernamentales no inician ni fomentan procesos participativos que permitan debatir modelos de desarrollo, incluyendo el ordenamiento territorial. Ello es una de las causas más reiteradas en la conflictividad socioambiental, nacida la mayoría de las veces de la imposición de decisiones de las cuales la ciudadanía no participa, y respecto de las cuales carece casi absolutamente de información¹⁰. Luego, la sustentabilidad social de las políticas y normas que las reflejan, resulta un objetivo de cumplimiento imposible. Esta circunstancia se advierte de modo palmario en la causa Salas que, como se anticipó, refiere a la situación delicada de comunidades originarias y de familias criollas que ven peligrar su sustento y modo tradicional de vida por comprometer los desmontes su vínculo espiritual con el bosque y, en el caso de los pueblos originarios, así mismo su supervivencia, basada sobre la caza, la recolección de frutos y la elaboración de artesanías¹¹.

La Ley 26.331 se estructuró entonces sobre dos medidas clave, una de las cuales produjo la paralización inmediata de los desmontes (la moratoria), mientras que la otra permite transitar un proceso de fondo, que apunta al ordenamiento ambiental del bosque nativo, con la finalidad de que la preservación y el uso sostenible de estos ecosistemas sea una realidad, teniéndose además en cuenta la consideración de los servicios ambientales que los mismos prestan a la comunidad. Este ordenamiento debe realizarse de manera participativa observando los diez criterios de sustentabilidad ambiental contenidos en el Anexo de la ley, los cuales funcionan de manera interdependiente. Estos criterios requieren la consideración de cuestiones fundamentales y determinantes en la ponderación del valor de conservación y consecuente zonificación,

7 Para más información ver www.farn.org.ar/investigacion/conser/bosques/index.html (último acceso: 04/11/2010).

8 Ley 26.331, art. 8.

9 La Ley 26.331 lo define en su art. 4 como “la norma que basada en los criterios de sostenibilidad ambiental establecidos en el Anexo de la presente ley zonifica territorialmente el área de los bosques nativos existentes en cada jurisdicción de acuerdo a las diferentes categorías de conservación.” A su vez, entre sus objetivos (art. 3) reconoce en esta herramienta la aptitud para promover la conservación del bosque y para regular el cambio de uso del suelo y la frontera agropecuaria.

10 Basta con mencionar conflictos públicos y notorios, como los que han planteado la instalación de rellenos sanitarios en el conurbano bonaerense o las actividades de “megaminería” a lo largo de la cordillera argentina.

11 Para mayor información, ver la cartilla elaborada por Fundación Asociana, denominada “Ley de Bosques Nativos”, disponible en redaf.org.ar/noticias/wp-content/uploads/2008/05/cartilla-ley-de-bosques.pdf (último acceso: 04/11/2010).

como la superficie mínima para la supervivencia de la fauna y flora, la vinculación con otras comunidades naturales y áreas protegidas, los valores biológicos sobresalientes, la conectividad entre ecorregiones, el estado de conservación, el potencial forestal, de sustentabilidad agrícola y de conservación de cuencas, y el valor asignado al área boscosa y colindante por las comunidades indígenas y campesinas. De esta manera, el ordenamiento ambiental que se lleve a cabo no podrá sacrificar áreas cuya justificación resulte imposible de sostener a la luz de los criterios de sustentabilidad ambiental mencionados más arriba, ya que ello implicaría llanamente violentar la letra de la ley, abriendo el camino para el planteo de su nulidad.

No obstante, debe reconocerse que diversas provincias (aun con falencias de distinta índole y resultados también variados¹²) han iniciado este proceso de ordenamiento en aras de poder continuar la explotación del bosque, lo cual, a partir de la Ley de Bosque Nativo, no es posible si no se concreta su ordenamiento ambiental, de acuerdo a las categorías de conservación que fija la norma¹³.

La definición de estas categorías implica, por un lado, las áreas que cada provincia prevé destinar a la conservación, al manejo sostenible y al desmonte, y por otro, el acceso a fondos cuyo fundamento radica en los servicios ambientales que presta el bosque, ya sea en caso de conservarse de manera absoluta, es decir, aplicable a la masa boscosa situada en áreas definidas como Categoría I ó “Roja” (de valor de conservación alto) como en los casos en que se trate de áreas correspondientes a la Categoría II ó “Amarilla” (de valor de conservación mediano)¹⁴.

Así mismo constituye una medida de gran importancia (complemento puntual del ordenamiento) la evaluación de impacto ambiental (EIA) obligatoria requerida como paso previo a las autorizaciones de desmonte (impracticables en las zonas de Categoría I y II) y de aprovechamiento sustentable con impactos significativos¹⁵, a lo que se agrega, para el desmonte, la exigencia de la audiencia o consulta pública¹⁶. De manera coherente con ello, y como parte integrante del procedimiento de EIA, las actividades de desmonte y aprovechamiento sustentable en las áreas cuya categorización permite tales actividades requieren planes de manejo específicos que deben ser aprobados por la autoridad competente¹⁷.

12 En este sentido debe señalarse que muchas organizaciones de la sociedad civil que han seguido de cerca los procesos de ordenamiento en las provincias han puesto de relieve distintas fallas de estos procesos. Las fallas incluyen desde un nivel de participación pública bajo o nulo hasta interpretaciones sesgadas u omisiones de los criterios de sustentabilidad que plantea la Ley 26.331, incluyendo la no consideración de sitios de especial interés para la conservación, como ocurre con el listado incluido en las “Áreas Importantes para la Conservación de las Aves de la Argentina”.

13 Ley 26.331, arts. 7 y 9.

14 La Ley 26.331 define en su art. 9 las categorías de conservación: “Categoría I (rojo): sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse. Incluirá áreas que por sus ubicaciones relativas a reservas, su valor de conectividad, la presencia de valores biológicos sobresalientes y/o la protección de cuencas que ejercen, ameritan su persistencia como bosque a perpetuidad, aunque estos sectores puedan ser hábitat de comunidades indígenas y ser objeto de investigación científica”. Por su parte, las Categorías II y III se definen del siguiente modo: “Categoría II (amarillo): sectores de mediano valor de conservación, que pueden estar degradados pero que a juicio de la autoridad de aplicación jurisdiccional con la implementación de actividades de restauración pueden tener un valor alto de conservación y que podrán ser sometidos a los siguientes usos: aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica. Categoría III (verde): sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad aunque dentro de los criterios de la presente ley.”

15 Ley 26.331, art. 22.

16 Ley 26.331, art. 26.

17 Ley 26.331, arts. 16 y 17.

De esta manera, la Ley de Bosque Nativo presenta una trama de herramientas estratégicas, cuya lógica “de mayor a menor” debe emplearse obligatoriamente para la definición de las áreas a preservar y a explotar de manera sustentable: en primera instancia, el ordenamiento ambiental del territorio y el bosque que incluye la categorización de áreas a través de la aplicación de criterios de sustentabilidad ambiental, y luego la evaluación de impacto ambiental para los sitios puntuales.

Ahora bien, si el ordenamiento ambiental del bosque nativo constituye el eje central sobre el cual pivota la estructuración del mapa de bosques que se conservará o se manejará de modo sustentable, la incorporación del concepto y el reconocimiento en la ley bajo análisis de los “servicios ambientales” debería ser la herramienta más idónea para que este mapa mantenga una forma y contenido significativos y estables. Esto es, si se pagará de forma adecuada a quienes conserven los bosques por los servicios que brinda este bien de su propiedad, el propietario debe ser el mayor interesado en la conservación.

Así, la ley declara en su artículo 1º que ella “... establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos, y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad. Asimismo, establece un régimen de fomento y criterios para la distribución de fondos por los servicios ambientales que brindan los bosques nativos” y afirma que el Fondo Nacional para la Conservación de los Bosques Nativos “será distribuido anualmente entre las jurisdicciones que hayan elaborado y tengan aprobado por ley provincial su Ordenamiento de Bosques Nativos”¹⁸.

LOS SERVICIOS AMBIENTALES, EL FONDO Y LA REGLAMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUE NATIVO

Como punto de partida resulta importante precisar qué entendemos por “servicios ecosistémicos” o “servicios ambientales”. Conforme a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio¹⁹ los servicios ambientales son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. Ello incluye:

- “Servicios de aprovisionamiento” de alimentos, agua, madera y otras materias primas como así también de recursos genéticos
- “Servicios de regulación” de los procesos de los ecosistemas que incluyen la regulación del clima, mantenimiento de la calidad del aire, control de la erosión, regulación de enfermedades humanas y purificación de aguas
- “Servicios culturales” relacionados con beneficios no materiales que hacen a los aspectos recreativos, educativos, estéticos o de belleza escénica de los ecosistemas
- “Servicios de soporte” que hacen posible la provisión de todos los otros servicios ambientales y que incluyen la producción de oxígeno, la formación de suelos y el ciclo

18 Ley 26.331, art. 32.
19 La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio fue una iniciativa convocada por el Secretario General de las Naciones Unidas e iniciada en 2001. Su objetivo ha sido evaluar las consecuencias para el bienestar humano de los cambios en los ecosistemas y plantear tomando en cuenta información científica las opciones para mejorar la conservación y el uso sostenible de los ecosistemas.

de nutrientes

Desde una perspectiva económica, la idea que subyace detrás de la valorización de estos servicios es compensar a quienes los proveen por los beneficios que los ecosistemas brindan. El pago por servicios ambientales actúa entonces como un incentivo a la conservación.

En línea con lo anterior, la Ley 26.331 aporta una definición para los servicios ambientales al establecer que éstos son “los beneficios tangibles e intangibles, generados por los ecosistemas del bosque nativo, necesarios para el concierto y supervivencia del sistema natural y biológico en su conjunto, y para mejorar y asegurar la calidad de vida de los habitantes de la Nación beneficiados por los bosques nativos”, y agrega que “los principales servicios ambientales que los bosques nativos brindan a la sociedad” son:

- Regulación hídrica
- Conservación de la biodiversidad
- Conservación del suelo y de calidad del agua
- Fijación de emisiones de gases con efecto invernadero
- Contribución a la diversificación y belleza del paisaje
- Defensa de la identidad cultural²⁰

Vale decir, entonces, que esta ley de presupuestos mínimos reconoce diferentes prestaciones que nos benefician de manera indiscriminada, y que dichas prestaciones provienen de los ecosistemas que los bosques integran. Estos beneficios, que se derivan de la conservación de los bosques, deben sin duda ser compensados en favor de aquellos que realicen este esfuerzo de conservación.

De allí la creación del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos que establece la ley “con el objeto de compensar a las jurisdicciones que conservan los bosques nativos, por los servicios ambientales que éstos brindan”²¹. Aunque la ley refiere a las jurisdicciones, es evidente que la compensación debe llegar a las manos de aquellos que son titulares de los bosques y que se comprometen con la zonificación generada a partir del ordenamiento ambiental que realice la provincia en la cual los bosques son conservados. El artículo 35 de la Ley de Bosque Nativo establece, precisamente, que 70% de los recursos del Fondo debe destinarse a compensar a los titulares de las tierras en cuya superficie se conservan bosques nativos, sean públicos o privados, de acuerdo a sus categorías de conservación²². Esta compensación debe ser un aporte no reintegrable, abonado por hectárea y por año y de acuerdo a la categorización del bosque, generando como contrapartida la obligación de elaborar y mantener actualizado un Plan de Manejo y Conservación de los Bosques Nativos por parte de los titulares. Este plan debe contar con la aprobación de la autoridad competente de cada jurisdicción. Los aspectos de la ley relativos

20 Ley 26.331, art. 5.
21 Ley 26.331, art. 30.
22 Los bosques de Categoría I y II reciben compensación, aunque con una graduación diferente, de acuerdo a lo establecido por la Ley 26.331, en su art. 32, inc. c).

al Fondo que resultan de mayor interés se describen a continuación.

Conformación

Este Fondo estará integrado, entre otros conceptos, por:

- Partidas presupuestarias específicamente asignadas (que no podrán ser inferiores a 0.3% del Presupuesto Nacional)
- Un 2% del total de las retenciones a las exportaciones de productos provenientes de la agricultura, ganadería y sector forestal
- Préstamos/subsidios otorgados de manera específica por organismos nacionales e internacionales
- Recursos no utilizados de ejercicios anteriores (artículo 31)

Requisitos

Como se adelantó, la ley obliga a las jurisdicciones a elaborar y aprobar su “Ordenamiento de Bosques Nativos” como prerrequisito para obtener anualmente los fondos. Las sumas a pagar a cada jurisdicción serán determinadas por sus respectivas autoridades de aplicación conjuntamente con la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, autoridad de aplicación de la norma en el nivel nacional (artículo 32).

Criterios de otorgamiento

Los criterios para determinar los montos a otorgar a cada una de las jurisdicciones dependerán:

- del porcentaje de superficie de bosques nativos declarado por cada una de ellas
- de la relación entre la superficie total de la provincia y la de sus bosques nativos
- de las categorías de conservación declaradas (artículo 32)

Control del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos

De acuerdo a la ley, la autoridad nacional “podrá constatar periódicamente el mantenimiento de los bosques nativos y las categorías de conservación declaradas por las respectivas jurisdicciones” (artículo 34).

Aplicación del Fondo

Como se anticipó, la ley establece asimismo que las jurisdicciones deberán aplicar 70% de los recursos del fondo a compensar a los titulares públicos y privados de las tierras en cuya superficie se conserven bosques nativos. El 30% restante se destinará a la autoridad de aplicación de cada una de las jurisdicciones que deberá dirigir estos recursos al desarrollo de una red de monitoreo

de sus bosques y a la implementación de programas de asistencia técnica y financiera (artículo 35).

Administración y fiscalización

El Fondo será administrado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, conjuntamente con las autoridades de aplicación de las jurisdicciones que hayan aprobado por ley provincial su ordenamiento. En cuanto a los aspectos de fiscalización y auditoría, será la Secretaría mencionada quien arbitrará los medios para que estos controles sean realizados por parte de la Auditoría General de la Nación y la Sindicatura General de la Nación (artículo 36).

Presentación de informes

Dentro del articulado de la ley (artículo 37) se prevé la publicación por parte de la administración del Fondo de un informe con el destino de los fondos transferidos durante el ejercicio anterior (incluyendo montos por provincias y por categorías de bosques). Este informe deberá ser publicado anualmente y en forma íntegra en la página de internet de la autoridad nacional de aplicación.

Por otra parte, las jurisdicciones que hayan recibido aportes deberán presentar ante la autoridad mencionada un informe con el detalle del uso y destino de los fondos, y es la misma autoridad quien fiscalizará el cumplimiento por parte de las jurisdicciones de los requisitos y condiciones establecidos (artículo 38).

Puede afirmarse, entonces, que la Ley de Bosque Nativo contiene los lineamientos generales de creación, funcionamiento y aplicación del Fondo; no obstante lo cual, necesita de una norma reglamentaria para su implementación efectiva. Su reglamentación debía, por lo tanto, echar a andar el Fondo de Compensación, por lo cual generó grandes expectativas teniendo en cuenta que se trata de una ley pionera en el nivel nacional en cuanto al pago por servicios ambientales. Resultó lamentable que a pesar de los ingentes esfuerzos de organizaciones de la sociedad civil para que la reglamentación se dictase en tiempo esta ley llegó tardíamente y más como una respuesta a la catástrofe ocurrida en febrero de 2009 en la localidad de Tartagal (Salta)²³ que como una responsabilidad que debía concretarse a fin de preservar el bosque y de evitar el debilitamiento de la ley de presupuestos mínimos y la credibilidad de las instituciones.

Es preciso destacar que la reglamentación debía dictarse en el plazo de 90 días de la promulgación de la ley (ello incluía la constitución del Fondo²⁴), y que sólo llegó 14 meses después de su sanción, ignorando el proceso de consultas que la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable había realizado a lo largo del año 2008. Este proceso de consultas dio como fruto un proyecto de decreto reglamentario consensuado entre las provincias, el Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA) y las organizaciones que habían trabajado en la sanción de la ley desde un comienzo.

En este contexto no resulta llamativo que el decreto dictado finalmente haya dejado fuera muchas de las propuestas elaboradas en forma consensuada, incluyendo la indefinición de cuestiones claves

23 Para mayor información sobre el suceso ocurrido en Tartagal, ver: edant.clarin.com/diario/2009/02/09/um/m-01855741.htm (último acceso: 04/11/2010). www.perfil.com/contenidos/2009/02/10/noticia_0007.html (último acceso: 04/11/2010), www.cronista.com/notas/175615-un-alud-tartagal-arraso-viviendas-y-autos (último acceso: 04/11/2010), www.lapoliticaonline.com/noticias/val/55219/el-alud-de-tartagal-y-los-efectos-del-desmonte-salteno.html (último acceso: 04/11/2010).

24 Ley 26.331, art. 42.

referidas a cómo se instrumentará la regulación y distribución del Fondo para la Conservación de los Bosques. El aspecto que quizás resulte más desalentador es que el decreto reglamentario no pone en marcha el Fondo; simplemente crea una “actividad presupuestaria”²⁵ y establece que el mismo “podrá” ser instrumentado mediante un fideicomiso para su administración²⁶. Así mismo, el decreto deja la “instrumentación y reglamentación del Fondo” para la oportunidad en la que la autoridad nacional de aplicación y las autoridades locales en el marco del COFEMA lo acuerden²⁷. En este sentido, debe destacarse que el COFEMA ha dictado recientemente (abril de 2009) la Resolución N° 163/09, por medio de la cual reitera lo establecido en su Resolución N° 147/08, “en referencia a la urgente necesidad de contar con los fondos ya solicitados para dar cumplimiento al proceso y ejecución de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos en sus distintas jurisdicciones”, a lo cual agrega la solicitud a la autoridad nacional para que “impulse las acciones necesarias para que se contemplen en el Presupuesto Nacional 2010 los fondos previstos en la Ley 26.331, en el marco del Fondo Nacional para el Enriquecimiento y Conservación de Bosques Nativos”. El dictado de esta resolución da claramente la pauta que aún el Fondo no está en funcionamiento de acuerdo a lo exigido por la ley, que las previsiones del Decreto 91/09 son insuficientes para este cometido y que resta un largo camino hacia la efectiva implementación del pago por servicios ecosistémicos.

Tampoco el decreto reglamentario hace referencia a cómo se realizará el cálculo para la distribución de los fondos (artículo 32) ni especifica cómo realizará la autoridad nacional de aplicación la revisión periódica del mantenimiento de las superficies de bosques nativos, quedando además a su criterio la posibilidad de realizarlo o no (artículo 34, sin reglamentar).

En particular, en relación al cálculo para la distribución de los fondos, el borrador consensuado proponía ponderar en forma anual las categorías de conservación con el objeto de otorgar un valor promedio por hectárea para cada una de las categorías de conservación. Además, las jurisdicciones debían constituir un fondo de afectación específica para los fondos girados. Se detallaba, entre otros aspectos, quiénes podrían acceder a estas remesas y quiénes no (e.g., no podrían acceder a la compensación quienes tuvieran deudas impagas de carácter fiscal o provisional), además de especificar las condiciones que debían cumplir las autoridades de aplicación locales como condición previa al desembolso de los fondos (propuesta de reglamentación del artículo 35).

Por último, resulta lamentable que el decreto no incluya las propuestas efectuadas en relación a la transparencia de la gestión del Fondo, vinculadas al monitoreo legal y técnico por parte de los beneficiarios y a la constitución de una Comisión Asesora Permanente de carácter consultivo, integrada por representantes de las organizaciones de la sociedad civil, del sector privado y académico, para el tratamiento de todas las cuestiones relacionadas a las facultades que se otorgan a la autoridad de aplicación.

EXPERIENCIA COMPARADA: EL CASO DE COSTA RICA

El de Costa Rica constituye uno de los casos más paradigmáticos de instrumentación exitosa de pagos por servicios ambientales en América Latina. Su notoriedad reside en un conjunto de factores que ameritan ser analizados a fin de comprender qué aspectos podrían ser mejorados con el objeto de asegurar que la implementación del Fondo para la Conservación en nuestro país llegue también a buen puerto.

El Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) de Costa Rica es el resultado de la “experiencia acumulada” a lo largo de más de dos décadas de puesta en marcha de esquemas de financiamiento, impuestos e incentivos fiscales dirigidos a la actividad forestal a través del Programa de Incentivos al Sector Forestal y el Sistema de Áreas Protegidas (Araya Alpizar 2006). En 1996 se consolida el Fondo FONAFIFO que “ejecuta el Programa de Pago de Servicios Ambientales (PSA), para beneficio de los pequeños y medianos propietarios de terrenos con bosque o de aptitud forestal, con el fin de promover el mantenimiento y la recuperación de la cobertura forestal del país.” Este Programa consiste en un reconocimiento financiero por parte del Estado a los propietarios de bosques por los servicios ambientales que estos proveen.

Los pilares en los cuales se sustenta el Programa de PSA²⁸ como instrumento de financiamiento para el manejo, la conservación y el desarrollo sostenible de los bosques y de la biodiversidad²⁹ se detallana a continuación.

Marco institucional

El Programa ha impulsado desde un inicio la inclusión de actores con diferentes intereses en el desarrollo del sector forestal, lo cual ha permitido la adopción “por consenso” de un esquema financiero en el cual confluyen instituciones tan diversas como la Oficina Nacional Forestal (ente público no estatal que representa a organizaciones de pequeños productores, industriales de la madera, comerciantes y grupos ecologistas entre otros³⁰), el Fondo FONFIFO como ente financiero, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) (un sistema de gestión institucional desconcentrado y participativo que integra distintas competencias del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE))³¹, el Colegio de Ingenieros Agrónomos, cooperativas, organizaciones no gubernamentales y beneficiarios en general.

Un aspecto que se resalta es la mejora a lo largo del tiempo de las capacidades gerenciales y operativas del Programa, lo que da una idea de la importancia de la continuidad de las políticas.

Marco legal

Durante los años ‘90 Costa Rica promulgó una variedad de leyes relativas al ambiente, la

²⁸ Este programa constituye el esquema más tradicional de pagos por servicios ambientales. A lo largo del tiempo, el alcance del programa se ha sido ampliando para incluir otras fuentes alternativas de financiamiento, que incluyen dos modalidades; (i) convenios internacionales y donaciones con organismos mundiales y (ii) convenios con empresas privadas locales beneficiadas por los servicios ambientales. Más información en Malavasi (2003).

²⁹ Para ampliar esta información ver Araya Alpizar (2006).

³⁰ Más información en: oficinaforestalcr.org/ (último acceso: 05/11/2010).

³¹ Más información en: www.sinac.go.cr/informacion.php (último acceso: 05/11/2010).

²⁵ Decreto PEN 91/09, art. 30, primera parte.

²⁶ Decreto PEN 91/09, art. 30.

²⁷ Decreto PEN 91/09, art. 36 in fine.

biodiversidad, los suelos y bosques que en conjunto han constituido el marco en el cual es ejecutado el Programa de PSA, y entre las que se destacan la Ley Orgánica del Ambiente, la Ley Forestal 7.575 de 1996, la Ley 7.593 de la Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos, la Ley 7.788 de Biodiversidad, y otras leyes relativas a convenios internacionales como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Ley 7.416) y el Convenio Regional para el Manejo y Conservación de los Ecosistemas Naturales Forestales y Desarrollo de Plantaciones Forestales (Ley 7.572).

A ello se sumó la creación de instituciones que robustecen el sector y el cambio experimentado en la sociedad costarricense en relación a la forma en que percibe el manejo y la conservación de sus recursos naturales. En particular, la creación de una dependencia exclusiva para el financiamiento forestal (que constituyó la base de lo que hoy es FONAFIFO) y la coordinación estrecha entre las dos organizaciones encargadas de la política forestal en Costa Rica (FONAFIFO y SINAC-MINAE) junto con el establecimiento de un marco organizacional que ha permitido que distintos actores (ONGs, asociaciones de desarrollo, grupos indígenas y otros) se interrelacionen y participen en el proceso han resultado claves. El apoyo por parte de estas organizaciones así como de la sociedad civil (pequeños y medianos propietarios a quienes van dirigidos los programas)³² también ha colaborado en este sentido.

Por último, cabe resaltar la perspectiva de desarrollo sostenible adoptada por Costa Rica (tomando en consideración la degradación ambiental sufrida por este país, en especial, en cuanto a la deforestación y el consecuente deterioro de las cuencas hidrográficas), que está basada sobre dos ejes relacionados con la conservación de los bosques: el turismo ecológico o ecoturismo y la producción de energía eléctrica (Araya Alpizar 2006). En relación a esta última se destacan los convenios voluntarios de pagos por servicios ambientales entre empresas privadas y FONAFIFO destinados precisamente a la protección de cuencas³³.

Financiamiento

En un principio, la principal fuente de financiamiento del Programa provenía de un porcentaje del impuesto a los combustibles. Sin embargo, estos fondos no resultaron suficientes para responder a una demanda creciente y, por lo tanto, el FONAFIFO creó otros mecanismos de financiamiento público-privado, como los Certificados de Servicios Ambientales (CSA). A través de estos Certificados, el FONAFIFO percibe fondos de instituciones y empresas beneficiadas con los servicios ambientales y retribuye a los propietarios que conservan bosques³⁴.

Estos fondos que ingresan al FONAFIFO provenientes de la venta de CSA son administrados a través de un fideicomiso con el Banco Nacional de Costa Rica. El pago de servicios ambientales es verificado por auditorías internas y externas, y también por la Contraloría General de la República³⁵.

³² Se ha avizorado un impacto positivo en relación al desarrollo económico y social de las poblaciones aledañas a los bosques tomando en cuenta que los pequeños y medianos productores, para cumplimentar con los contratos, emplean mano de obra local, observándose que estos recursos quedan en las economías locales (Araya Alpizar 2006).

³³ Ejemplo de ello son los convenios con Energía Global, Compañía Platanar y Compañía Nacional de Fuerza y Luz (CNFL). Más información en Malavasi (2003).

³⁴ Este esquema permite a FONAFIFO hacer emisiones específicas para promocionar la compra de servicios ambientales en un lugar determinado de forma que los interesados solo tendrán que comprar los certificados sin gastar recursos en negociaciones y contratos. Más información en Sage et al. 2002.

³⁵ Más información en: www.fonafifo.com/paginas_espanol/invierta_bosques/e_ib_que_es_csa.htm (último acceso: 04/11/2010).

Marco político

Dos aspectos merecen destacarse en relación al marco político. El primero, que la labor institucional del FONAFIFO está relacionada de manera directa con el “establecimiento de políticas y prioridades nacionales en materia ambiental”. Ello quedó plasmado en el “Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010”, que tiene incorporada la orientación estratégica del accionar institucional de este Fondo. Y por otra parte, en lo que hace a la planificación específica en materia de actividades forestales quedaron materializados en el “Plan Nacional de Desarrollo Forestal” las políticas y los objetivos que Costa Rica se ha planteado para el período 2002-2020³⁶. Todo ello da una idea de proyección a mediano y largo plazo y sobre todo de “continuidad en la consecución de las metas establecidas”.

Transparencia y credibilidad

Los pilares sobre los cuales se sustenta el esquema de monitoreo y evaluación del FONAFIFO consisten en el empleo de personal muy calificado y el uso de avances tecnológicos (i.e., los sistemas de información geográfica y los sistemas informatizados de administración de proyectos), que permiten combinar los distintos aspectos (técnicos, legales, geográficos y financieros)³⁷ de los contratos enmarcados en el Programa de PSA. Esta es la manera de brindar transparencia.

En resumidas cuentas, las fortalezas del esquema instrumentado en Costa Rica se destacan a continuación.

- Las décadas de experiencia en la creación e implementación de políticas forestales que valorizan cada vez más los servicios ambientales prestados por los bosques a la sociedad
- La continuidad del apoyo político a lo largo de distintas administraciones
- El marco legal e institucional en el que se sustenta
- El soporte de la sociedad en su conjunto (propietarios de tierras, organizaciones no gubernamentales, etc.) y el reconocimiento internacional obtenido
- Los mecanismos que garantizan la transparencia en la gestión del esquema

Y si establecemos un paralelo entre los principios que empujaron el desarrollo de la iniciativa de pagos por servicios ambientales en Costa Rica y en nuestro país se puede intuir la distancia existente, en particular en relación al “marco institucional”. Mientras que el esquema de Costa Rica facilitó desde un inicio la inclusión de diferentes actores incluyendo a la sociedad civil, en el caso argentino se destaca que si bien en un principio se dio lugar a una participación (aunque muy limitada) en la construcción de consensos, ésta fue finalmente desestimada en la reglamentación de la ley.

³⁶ Cabe destacar que este plan es revisado periódicamente con el objeto de mostrar los avances obtenidos y los desafíos u obstáculos que se presentan. Más información en Araya Alpizar 2006. También puede consultarse el Anexo al Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010 (versión actualizada a 2009) para el sector Ambiente en: www.mideplan.go.cr/index.php?option=com_content&view=article&id=319:el-plan-nacional-de-desarrollo-2006-2010&catid=44:pnd-2006-2010&Itemid=100129 (último acceso: 05/11/2010).

³⁷ Ver, por ejemplo, el Sistema de Información de Recursos Forestales (SIReFOR), enmarcado en el Plan Nacional de Desarrollo Forestal de Costa Rica (PNDF).

Por último, en relación al “financiamiento” se destaca la importancia que las auditorías (internas y externas) y el monitoreo de la Contraloría General tienen en la credibilidad y transparencia del Fondo de Costa Rica.

CONCLUSIÓN

A la luz del rápido análisis realizado en relación al proceso que dio lugar a la Ley de Bosque Nativo, el derrotero de su reglamentación, los procesos iniciados en las provincias en aras de la concreción del ordenamiento ambiental de los bosques nativos y las señales dadas por la Corte Suprema de Justicia de la Nación en vínculo a la temática, parece evidente que es preciso comprometerse de buena fe en una interpretación justa de la Ley N° 26.331, en sintonía con la Ley General del Ambiente, para que la preservación y uso sostenible de nuestros bosques sea una realidad.

Esto implica que todos los sectores de la sociedad comprendan cabalmente la importancia de la implementación efectiva de la ley, y la oportunidad histórica de emprender el pago por servicios ambientales en Argentina. Desde esta perspectiva, las provincias y la Nación tienen una responsabilidad ineludible de acuerdo a los postulados de la Constitución Nacional y las restantes normas nacionales y provinciales aplicables a la problemática, en particular en relación al mandato de la equidad intergeneracional. Es el deber de todos velar para que el bosque nativo de Argentina y los fundamentales servicios que éste presta perduren para las futuras generaciones.

Esto sólo podrá concretarse de la mano de una política pública seria y apegada a la ley, que incluya el fortalecimiento de las instituciones, una amplia e incluyente participación pública en los procesos de toma de decisiones y la implementación de mecanismos que aseguren la transparencia de la gestión del Fondo y, de modo más general, de todos los procesos administrativos vinculados con la aplicación de la ley.

BIBLIOGRAFÍA

Araya Alpizar, J.L. 2006. Administración y mantenimiento del patrimonio público como factor de producción de bienes y servicios, bienes culturales y medio ambiente. Efectos presupuestarios: La experiencia de Costa Rica en el pago por servicios ambientales. Ministerio de Hacienda. Gobierno de Costa Rica.

Aves Argentinas. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves de la Argentina (AICAs/IBAs). www.avesargentinas.org.ar/cs/conservacion/aicas/home.html (último acceso: 05/11/2010).

Evaluación de Ecosistemas del Milenio. www.maweb.org/es/index.aspx (último acceso: 04/11/2010).

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO). www.fonafifo.com (último acceso: 04/11/2010).

Fundación Asociana, Ley de Bosques Nativos. redaf.org.ar/noticias/wp-content/uploads/2008/05/cartilla-ley-de-bosques.pdf (último acceso: 05/11/2010).

Leake, A. y M. De Ecónomo. 2008. La Deforestación de Salta. 2004-2007. Fundación Asociana. www.greenpeace.org.ar/bosque/deforestaciondesalta.pdf (último acceso: 03/11/2010).

Malavasi, E. 2003. Sistema de Cobro y Pago por Servicios Ambientales en Costa Rica: Visión General. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Feria de Soluciones Ambientales. Instituto Tecnológico de Costa Rica.

Moreno Díaz, M.L. 2008. Pago por Servicios Ambientales en Áreas Protegidas. Estudio de caso: Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (ACCV), Costa Rica.

Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010 de Costa Rica. www.mideplan.go.cr/index.php?option=com_content&view=article&catid=44&id=319&Itemid=100129 (último acceso: 06/11/2010).

Plan Nacional de Desarrollo Forestal de Costa Rica (PNDF). sirefor.go.cr (último acceso: 06/11/2010).

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina. 2007. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. www.ambiente.gov.ar/archivos/web/PBVyAP/File/A2/informe_cartografiasuperficie_dic02.pdf (último acceso: 06/11/2010).

Sabsay, D., M.E. Di Paola, C. Quispe y N. Machain. 2006. Bases para una gestión ecosistémica sustentable del Mar Patagónico. Modelo del Mar (WCS-CONICET). Ed. Mare Magnum. www.farn.org.ar/investigacion/conser/modelodelmar/investigacion.html (último acceso: 04/11/2010).

Sage, L. y O. Sánchez. 2002. Evolución esperada para el mercado de pago de servicios ambientales en Costa Rica en Revista Forestal Centroamericana. Pp. 72-73.

Capítulo 14

VARIABILIDAD INDIVIDUAL E INTERSECTORIAL EN LA VALORACIÓN SOCIAL DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DENTRO DEL DEPARTAMENTO DE ALMIRANTE BROWN, PROVINCIA DE CHACO

Laura Dagnino¹, Sebastián Kees², Mariano Vera², Natalia Murillo³ y Pedro Laterra³

¹Gestión Ambiental, INTA EEA Sáenz Peña. Ruta 95, km 1108, (3700)Chaco. Argentina. Área Recursos Naturales. Email Dagnino: ldagnino@saenzpe.inta.gov.ar - ²Estación Forestal Pres. de la Plaza, INTA EEA Sáenz Peña. Lote IV. Colonia Santa Elena, (3536)Chaco. Argentina. ³Área Recursos Naturales - Unidad Integrada Balcarce (EEA INTA - Fac. Cs. Agrarias, UNMdP), C.C. 276, (7620) Balcarce, Argentina.

Resumen. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la conveniencia de implementar el enfoque de valoración deliberativo, mediante un análisis previo de la variabilidad en el valor social relativo otorgado por distintos individuos a un conjunto de servicios ecosistémicos (SE). Para ello, se presenta la aplicación de un método de valoración multicriterio sobre un conjunto de encuestas dirigidas a individuos seleccionados como referentes de distintos sectores sociales identificados en un área de la Provincia de Chaco. Los resultados obtenidos indican que: a) existe una variabilidad importante en la valoración social de distintos tipos de SE, aun dentro de una misma sociedad y dentro de un área de extensión muy limitada, b) los sectores sociales definidos “a priori” pueden presentar diferencias significativas en la valoración de esos distintos servicios, pero aun así pueden no explicar las tendencias principales de variación. Se concluye que: a) el reconocimiento de las bases sociales subyacentes a las principales tendencias de variación del valor social de distintos servicios requieren una caracterización de los encuestados mucho más amplia que la simple clasificación en sectores sociales definidos “a priori”, y b) la variabilidad en la valoración de los SE hallada a nivel individual e intersectorial hace recomendable la aplicación de métodos de valoración participativa o deliberativa orientados a reflejar la valoración de los beneficios de los ecosistemas para el conjunto de la sociedad antes que a los individuos y a los sectores que la componen.

INTRODUCCIÓN

La capacidad de los ecosistemas para proveer distintos tipos de beneficios a la sociedad (servicios ecosistémicos, SE) depende de interacciones funcionales entre los elementos que los componen. Si bien los SE benefician al conjunto de la sociedad, éstos por lo general carecen de valor en el mercado y son con frecuencia pasados por alto en la toma de decisiones sobre usos de la tierra.

Dado que la capacidad de los ecosistemas para proveer un tipo de SE particular no es independiente de su capacidad para proveer otros tipos de SE, sino que entre ellos pueden operar tanto relaciones sinérgicas como de compromiso (“trade-offs”) (Viglizzo y Frank 2006), la toma de decisiones en base a SE debe considerar la provisión de conjuntos de SE relevantes antes que de SE aislados. Esta necesidad de integración no sólo exige que la provisión de SE sea expresada en términos conmensurables, sino que sea ponderada de acuerdo a su capacidad para satisfacer necesidades humanas.

La valoración económica de los SE permite satisfacer el requisito de conmensurabilidad y constituye en sí misma una estimación de su valor social, pero su alta demanda de información restringe la aplicabilidad de este enfoque para la valoración social de los ecosistemas sobre la base del conjunto de los beneficios que proveen a la sociedad, como idealmente se requiere para el ordenamiento territorial. Por otra parte, las inequidades en la distribución de la riqueza y en el acceso a los recursos naturales y otros SE, probablemente limitan la capacidad de los métodos de valoración económica para expresar el valor social de los SE para distintos sectores sociales (Boyd y Wainger 2003).

Un enfoque alternativo a la ponderación económica de la provisión de SE capaz de capturar la valoración por parte de distintos sectores sociales consiste en la deliberación libre y abierta sobre el valor de los bienes y servicios, en la cual el valor social de los SE no resulta del mero agregado de preferencias individuales sino de la discusión e intercambio democrático de opiniones y de información (Wilson y Howarth 2002). Un supuesto básico de este enfoque consiste en que los grupos de deliberación ciudadana pueden proveer valoraciones fundamentadas sobre la importancia de los SE no simplemente para los individuos sino para la sociedad como un todo (Farber et al. 2002).

En el marco de un proceso de ordenamiento territorial, la necesidad de lograr consensos mediante métodos deliberativos acerca del valor social de distintos ecosistemas y usos de la tierra dependerá del nivel de dispersión en la valoración de esos SE entre individuos y sectores sociales. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la conveniencia de implementar el enfoque de valoración deliberativo mediante un análisis previo de la variabilidad en el valor social relativo otorgado por distintos individuos a un conjunto de SE. Para ello, se presenta la aplicación de un método de valoración multicriterio sobre un conjunto de encuestas dirigidas a individuos seleccionados como referentes de distintos sectores sociales identificados en un área de la Provincia de Chaco.

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis de la valoración social de los SE se realizó mediante un total de 27 encuestas dirigidas a referentes de los principales sectores socio-económicos reconocidos dentro de un área de 7219 km² pertenecientes en un 80% al Departamento de Almirante Brown de la Provincia de Chaco (Tabla 1).

Tabla 1. Tipos de referente y número de encuestas realizadas en cada sector socioeconómico analizado. El número de encuestas por tipo de sector se consigna entre paréntesis.

Sector socioeconómico	Número total de encuestas	Referentes
Productivo (agropecuario)	9	Productores rurales (5), asesores agropecuarios (3), dirigente sociedad rural (1)
Público	6	Técnicos forestales (3), intendente (1), médicos hospitalarios (2)
Salud	2	Odontólogo (1) y bioquímico (1) independientes
Administración provincial	2	Contador (1), agente fiscal del ministerio economía (1)
Educativo	7	Docentes (6) y secretario (1) de escuelas primarias y secundarias en zona urbana (no hay escuelas rurales funcionando en la zona)

Las encuestas fueron realizadas en forma presencial y personalizada, entre el 5 de marzo y el 11 de junio de 2009. Cada encuesta constó de tres pasos sucesivos: a) una explicación previamente estandarizada sobre el concepto de bienes y servicios ecosistémicos y sobre el objetivo de la encuesta, b) una explicación sobre el método de encuestamiento, y c) la encuesta propiamente dicha, que consistió en el llenado de un formulario por parte del encuestado.

Las encuestas propiamente dichas consistieron en la comparación del valor de importancia relativa de una serie de SE en forma pareada. Para posibilitar el completado de las encuestas dentro de un período de tiempo razonable, el número de servicios a comparar se limitó a 7 (21 comparaciones, Tabla 2) y la escala de importancia relativa utilizada fue reducida a 5 categorías a partir de la escala de 9 categorías propuesta por Saaty (2003) para este tipo de comparaciones (Tabla 3).

Tabla 2. Definiciones y criterios de valoración de los servicios ecosistémicos proporcionados a los encuestados.

Servicio ecosistémico	Definición
Disponibilidad de agua limpia ("agua")	Mantenimiento de la calidad y cantidad del agua de lagos, arroyos, napas, para que ésta sea apta para el consumo humano, uso industrial, riego, navegación, recreación y/o generación de energía hidroeléctrica
Atenuación de disturbios ("disturbios")	Atenuación de grandes inundaciones, sequías e incendios, que pueden afectar la producción del campo, la infraestructura rural y urbana, la salud y el bienestar de la población
Mantenimiento de la calidad del aire ("aire")	Mantenimiento de aire limpio, libre de agroquímicos y/o de polvo en suspensión
Producción de alimentos, maderas y otras materias primas ("producción")	Generación de productos agrícolas, ganaderos y pesqueros, así como de otros productos comerciales o de abastecimiento (e.g., madera, fibras y extractos medicinales para alimentación y comercialización)
Belleza del paisaje ("paisaje")	Mantenimiento de los atractivos naturales, insumos del turismo y de la recreación
Provisión de germoplasma ("germoplasma")	Conservación de especies potencialmente útiles para mejorar la genética de especies comestibles y/o medicinales, y para restaurar áreas degradadas
Acervo natural-histórico-cultural ("cultura")	Mantenimiento y preservación de elementos naturales que tiene valor turístico y/o cultural (especies emblemáticas como el venado de las pampas, ñandú, tala, ombú, entre otros), o de sitios de esparcimiento (como playas, ríos, arroyos)

Tabla 3. Escala de importancias relativas empleada en las encuestas para la comparación servicios ecosistémicos. SE: servicios ecosistémicos.

Categoría	Factor de importancia (número de veces) en la escala de Saaty (2003)	Enunciado en la encuesta
1	0	El primer SE NO es más importante que el segundo SE del par
2	3	El primer SE es POCO más importante que el segundo SE del par
3	5	El primer SE es MEDIANAMENTE más importante que el segundo SE del par
4	8	El primer SE es MUCHO más importante que el segundo SE del par
5	9	El primer SE es MUCHÍSIMO más importante que el segundo SE del par

Las encuestas fueron analizadas mediante el método de evaluación multicriterio por comparación de a pares con el software "Superdecisions" (Saaty 2003). Este método permitió establecer los valores de importancia relativa de cada tipo de SE para cada encuesta (I_i) y calcular su coeficiente de consistencia (CR) de Saaty, como la razón entre la consistencia de la matriz de comparaciones pareadas en base a las respuestas obtenidas y aquella correspondiente a la consistencia resultante de matrices de comparaciones pareadas aleatorias. Los I_i obtenidos fueron comparados dentro de cada tipo de SE entre los distintos sectores socioeconómicos encuestados, mediante ANOVA con un diseño de parcelas divididas tomando el sector socioeconómico como parcela principal y el SE como subparcela. A fin de identificar patrones de valoración de conjuntos de SE por los encuestados, se aplicó un análisis de componentes principales (PCA) a la variación entre encuestados según su valoración de la importancia relativa de los distintos tipos de SE, a partir de la matriz de correlaciones entre la valoración de los distintos tipos de SE. A fin de facilitar la interpretación de los principales patrones de variación multivariada, la posición de los individuos encuestados ("scores") y los pesos relativos de los tipos de SE ("loadings") fueron graficados conjuntamente (biplots). Por otra parte, para ilustrar las relaciones univariadas sugeridas por el PCA, se realizaron diagramas de dispersión entre los SE con mayor peso relativo en los primeros ejes principales y se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre las mismas.

RESULTADOS

Los índices de inconsistencia (i) calculados para cada una de las 26 encuestas variaron entre 0.066 y 0.674, y con excepción de aquella con valor de i más bajo, todas las encuestas estuvieron por encima del valor crítico o límite superior de inconsistencia (i=0.1) considerado por el método como aceptable (Saaty 2003).

Las valoración de los distintos tipos de SE mostró diferencias dentro de cada sector socioeconómico, y a su vez, las diferencias entre SE variaron entre los sectores ($P_{\text{interacción tipo SE x sectores}}=0.004$). Por su parte, los sectores "público" y "administración provincial" privilegiaron el servicio de "aire", el sector de "salud" otorgó la valoración más alta al SE de "agua", el sector "educativo" otorgó mayor importancia a los servicios de "agua" y "aire", mientras que el sector "productivo" valorizó los SE de "agua", "aire", "disturbios" y "producción" en forma similar y por encima del resto (LSD , $\alpha=5\%$) (Figura 1).

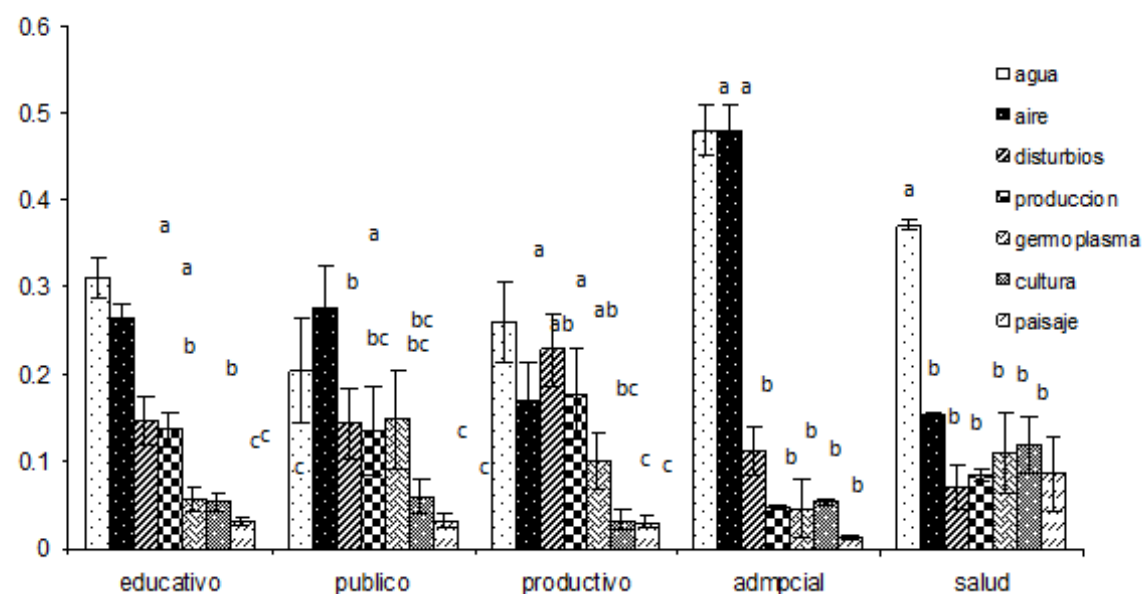


Figura 1. Valores de importancia medios de cada SE en cada Sector socioeconómico encuestado ($P_{\text{sector} \times \text{SE}} = 0.046$), (LSD 5%). Letras iguales indican diferencias no significativas, dentro de cada sector socioeconómico.

Más de las tres cuartas partes de la variación total en la valoración de los distintos SE por los diferentes encuestados pudo ser explicada por las primeras tres combinaciones lineales de los tipos de SE, obtenidas mediante el análisis de componentes principales. El principal patrón de variación (primer componente principal, aproximadamente 33% de la variación total) consiste en un contraste entre los individuos que mostraron preferencias por los SE “cultura”, “paisaje” y “agua” vs. “disturbios”, “germoplasma” y “aire”, el segundo componente principal (aproximadamente 25%) refleja un contraste entre los SE “aire” y “agua” vs. el resto de los SE, y el tercer componente representa un contraste entre el SE “producción” vs. el resto de los SE (aproximadamente 20%) (Figura 2). La distribución de las encuestas a lo largo de esos gradientes, no ofreció ningún patrón evidente en relación a su sector de pertenencia.

De manera consistente con los sugerido por el primer componente principal, quienes otorgaron mayor importancia al SE “paisaje” también tendieron a valorar relativamente alto a los SE “cultura” (Figura 3a) y “agua”, en detrimento de su valoración de otros SE (e.g., “disturbio”, “germoplasma” y “aire”, Figura 3b, 3c y 3d, respectivamente). En cambio, los ejes principales segundo y tercero no reflejan relaciones univariadas significativas, excepto entre “producción” y “aire” ($R = -0.52$, $P = 0.01$).

La distribución de los individuos a lo largo de los ejes que representan la variación en la valoración uni- o multivariada de los SE no sugiere ningún patrón evidente en relación al sector social que representan (Figuras 2 y 3, respectivamente).

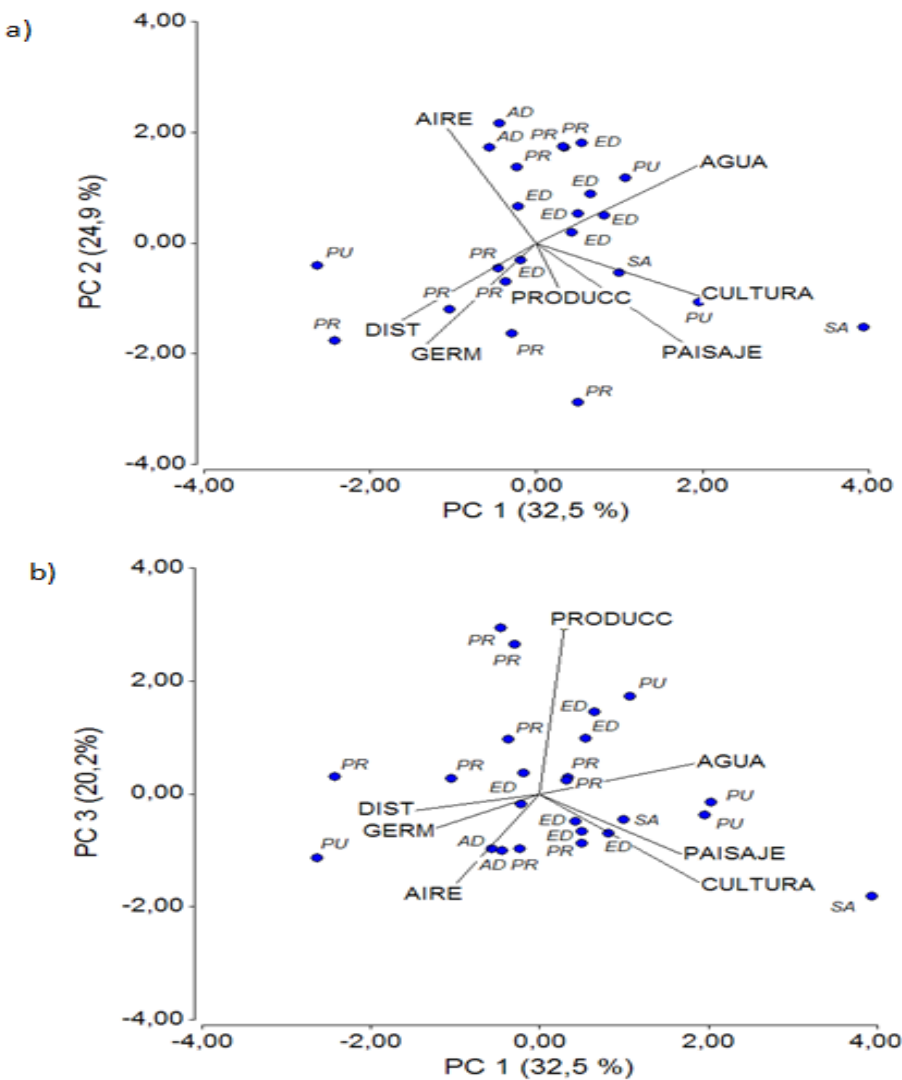


Figura 2. Biplots del análisis de componentes principales de la variación individual de referentes de distintos sectores sociales (ED: educativo, PU: público, PR: productivo, AD: administrativo, SA: salud) según valoración de distintos servicios ecosistémicos (rectas partiendo del centroide, donde PRODUCC: producción, DIST: disturbios, GERM: germoplasma).

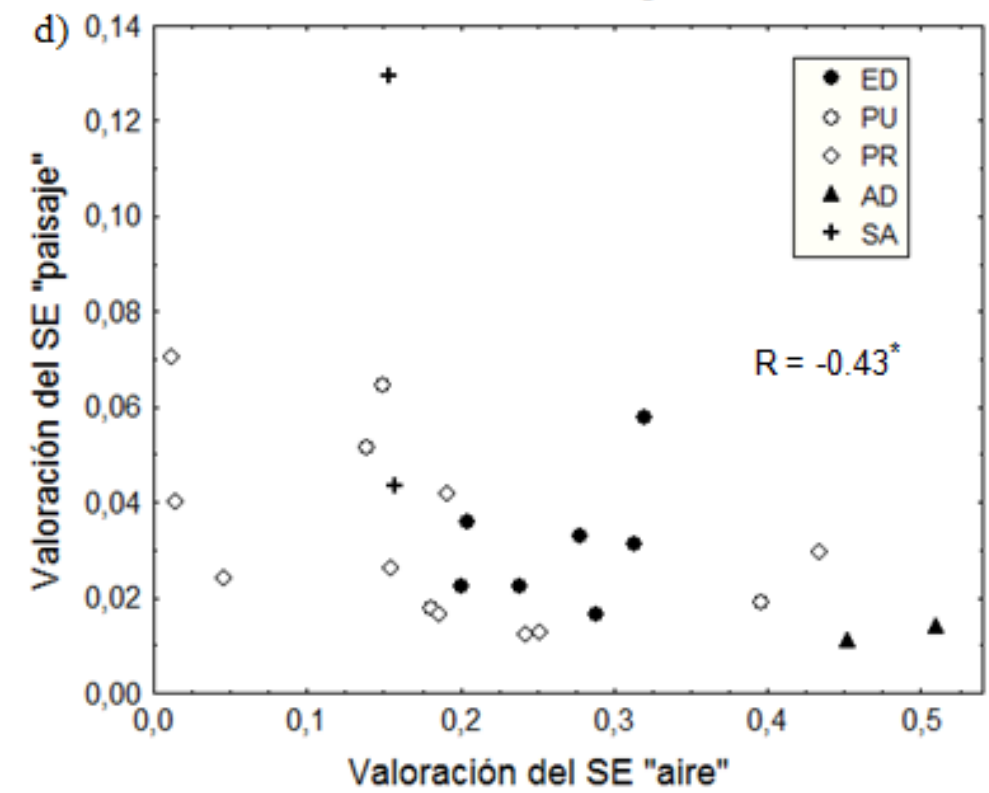
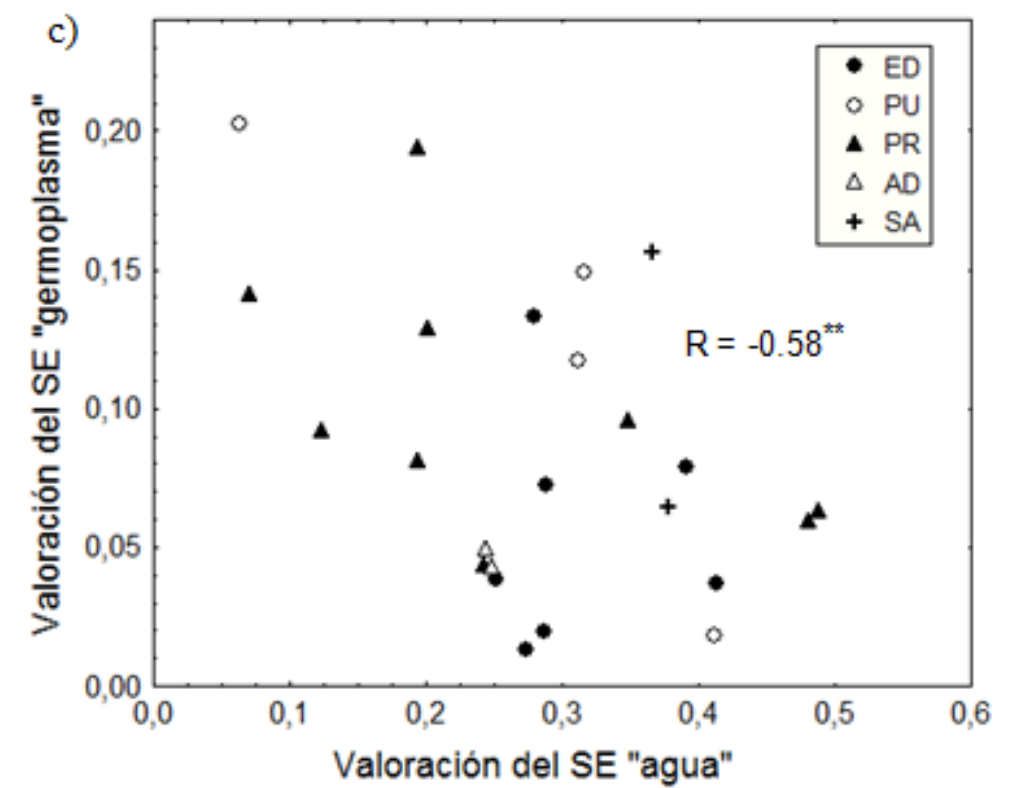
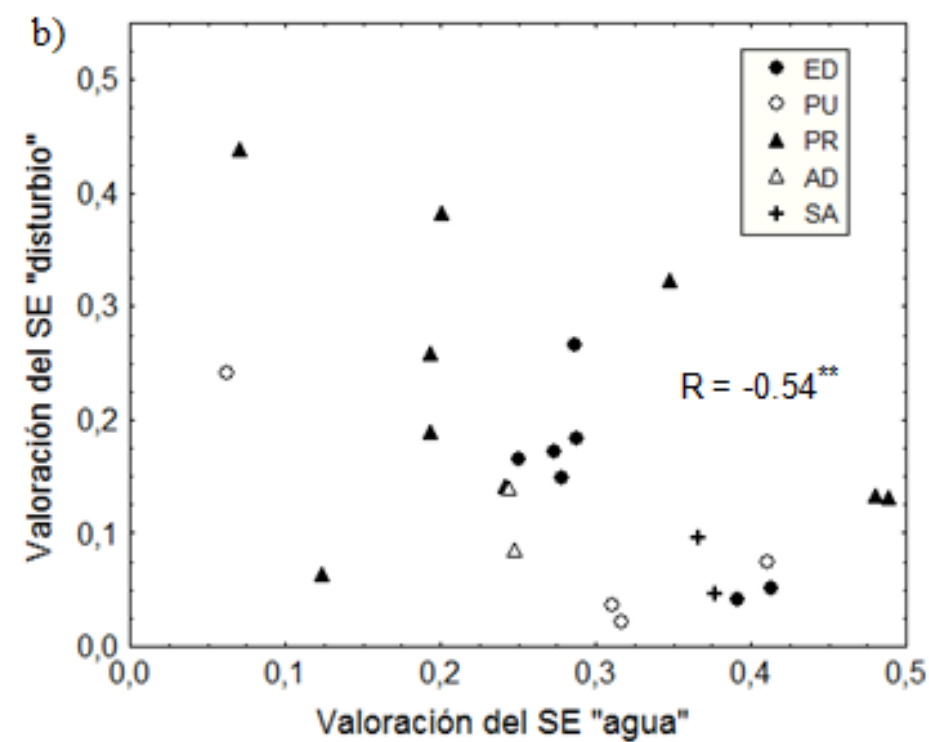
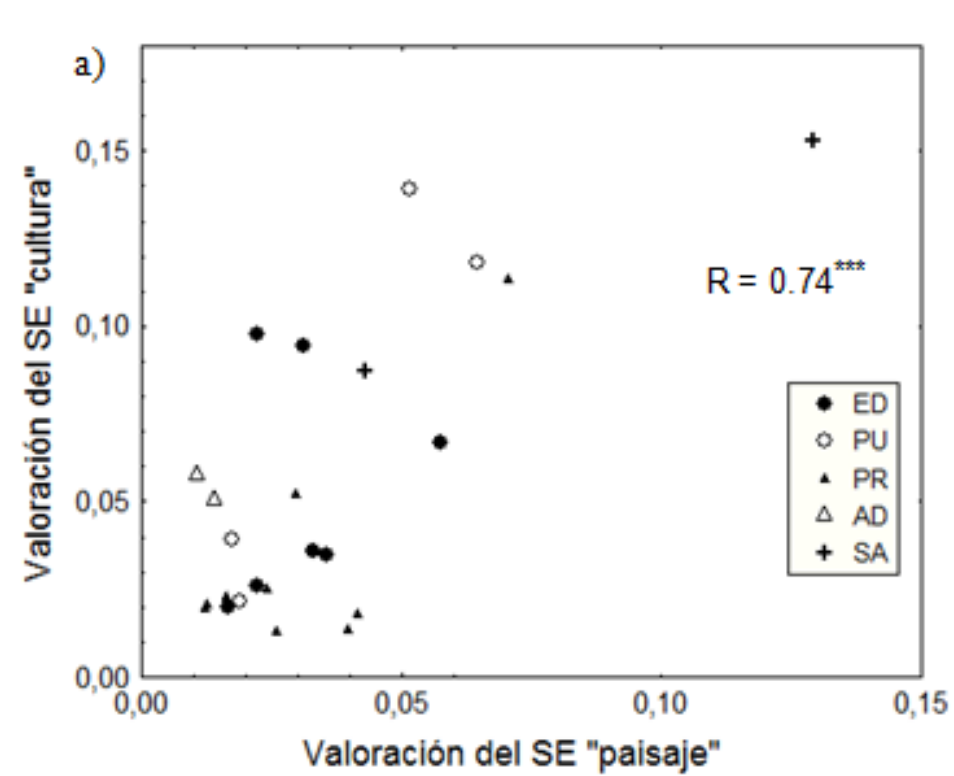


Figura 3. Relaciones entre la valoración de la importancia relativa de distintos SE por referentes de distintos sectores sociales (ED: sector educativo, PU: sector público, PR: sector productivo, AD: sector de administración pública, SA: sector de salud. R es el coeficiente de correlación de Pearson;

*: $0.01 \leq P < 0.05$, **: $0.001 \leq P < 0.01$, ***: $P < 0.001$.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos sobre valoración relativa de los distintos bienes y servicios ecosistémicos por los individuos permiten reconocer algunos patrones generales y, a su vez, ilustran sobre la existencia de una importante variabilidad aun dentro de un área relativamente restringida como es la zona de este estudio (un Departamento) e indican que al menos una parte de esa variación se explica por el sector social de pertenencia.

Como patrón general, la mayor valoración otorgada a la provisión de agua limpia y al mantenimiento de la calidad del aire por casi todos los sectores sociales analizados es consistente con las valoraciones obtenidas mediante métodos de valoración económica a escala global (Costanza et al. 1997). También se destaca como patrón general la escasa valoración del mantenimiento y preservación de elementos naturales que tiene valor turístico y/o cultural (“cultura”), así como del mantenimiento de los atractivos naturales, insumos del turismo y la recreación (“paisaje”). Estos resultados posiblemente reflejan la ausencia de representación de los sectores capaces de valorar los servicios “culturales” y del “paisaje” que proveen los ecosistemas (e.g., aquellos con mayor historia en el sitio, como los aborígenes, y los que dependen del turismo), y/o la verdadera ausencia de beneficios (utilización) derivados de esos servicios en el área de estudio.

En cuanto a la variabilidad de las valoraciones encontrada, es llamativo que los distintos sectores no sólo difirieron en cuanto a los valores absolutos sino también en cuanto al orden de importancia otorgado a los distintos bienes y servicios. En particular, se destaca la valoración elevada del sector productivo hacia los servicios de atenuación de disturbios y de producción de alimentos, maderas y otras materias primas, en contraste con el resto de los sectores sociales, donde la valoración de esos servicios aparece siempre subordinada a la valoración de la provisión de agua limpia y al mantenimiento de la calidad del aire.

A pesar de las diferencias de valoración de los distintos tipos de servicios ecosistémicos observada entre sectores sociales diferenciados “a priori”, las principales tendencias de variación multivariada de esos servicios no reflejaron contrastes evidentes entre esos sectores de acuerdo a su posición en los biplots. El análisis de las bases sociales de la variabilidad conjunta en la valoración de los distintos servicios, requiere la aplicación de métodos multivariados apropiados (e.g., MANOVA, análisis discriminante) sobre un mayor número de repeticiones que las disponibles hasta el momento.

Como conclusiones de este trabajo, se puede puntualizar que: a) existe una variabilidad importante en la valoración social de distintos tipos de servicios ecosistémicos, aun dentro de una misma sociedad y dentro de un área de extensión muy limitada; b) los sectores sociales definidos “a priori” presentan diferencias significativas en la valoración de los distintos servicios, pero una porción importante de la variabilidad en esa valoración responde a fuentes de variación no identificadas, c) el reconocimiento de las bases sociales subyacentes a las principales tendencias de variación del valor social de distintos servicios requieren una caracterización de los encuestados mucho más amplia que la simple clasificación en sectores sociales definidos “a priori”, d) la variabilidad en la valoración de los SE hallada a nivel individual e intersectorial hace recomendable aumentar el número de encuestados y revisar su clasificación “a priori”, y e) los pobres niveles de consistencia obtenidos en las encuestas individuales sugieren la necesidad de simplificar las encuestas así como facilitar la comprensión del procedimiento y de las opciones a los encuestados. Si las inconsistencias en las valoraciones individuales se reconocen como una propiedad intrínseca

de la percepción a escala individual, en lugar de ser consideradas como un “error”, podría resultar conveniente explorar métodos de evaluación orientados a reflejar los beneficios de los ecosistemas para el conjunto de la sociedad antes que a los individuos y sectores que la componen, tales como aquellos basados en valoración participativa o deliberativa.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por PE 1303 del Programa Nacional de Ecorregiones del INTA. la colaboración del Ing. Ftal. Carlos Gómez, la Lic. Yanina Goytia, de Lorena Pernocchi, y de los productores y referentes del área Piloto Pampa del Infierno.

BIBLIOGRAFÍA

- Boyd, J. y L. Wainger. 2003. Measuring Ecosystem Service Benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. Resources for the Future. Discussion Paper 02-63.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Farber, S., R. Costanza y M. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41:375-392.
- Saaty, R. 2003. Decision making in complex environments. SuperDecisions. www.superdecisions.com (último acceso: 30-09-2010).
- Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International* 158:122-126.
- Wilson, M. y R. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41:431-443.

Capítulo 15

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CUESTIÓN AMBIENTAL. REFLEXIONES A PARTIR DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS

Mariana Moricz^{1,5}, Roberto Cittadini^{2,5}, Iris Barth³ y Miguel Barreda^{4,5}

¹INTA, Coordinación Nacional de Prohuerta (INTA-MDS). Email Moricz: mmoricz@correo.inta.gov.ar -

²INTA, Coordinador Nacional del Prohuerta (INTA-MDS). Email Cittadini: rcittadini@correo.inta.gov.ar - ³Convenio CIM-GTZ/INTA, Coordinación Nacional de Transferencia y Extensión.

Email Barth: ibarth@correo.inta.gov.ar - ⁴INTA, AER Cruz del Eje, Programa Prohuerta (INTA-MDS). Email barreda: mummybarreda@arnet.com.ar. ⁵Programa Nacional de Apoyo al Desarrollo de los Territorios.

Resumen. El presente trabajo pretende enriquecer la discusión en torno a la valoración de los SE como parte del debate sobre la cuestión ambiental, y abordar las tensiones y contradicciones que existen en los distintos modos en que los actores sociales “valorizan” los servicios ambientales. Para ello, tomaremos referencias de un caso particular, como es el tratamiento de la llamada “Ley de Bosques Nativos”, experiencia que en la actualidad está poniendo en debate los criterios de regulación del uso de los SE. En este artículo nos proponemos aportar elementos conceptuales para comprender este tipo de problemáticas socioambientales. Estos elementos son: i) la cuestión ambiental como problema complejo y multidimensional, ii) el problema de la relación sociedad-naturaleza y las racionalidades que la sustenta, y iii) los conflictos relativos al uso y apropiación de recursos y SE como territorialidades en disputa. Retroalimentaremos este análisis con la reflexión sobre el caso seleccionado.

INTRODUCCIÓN

En los umbrales del tercer milenio, las grandes promesas formuladas por el paradigma sociocultural de la modernidad occidental (igualdad, libertad, paz) permanecen incumplidas, o bien su cumplimiento ha redundado en efectos perversos, como el caso de la promesa de dominación de la naturaleza. La idea de desarrollo es parte integrante de este paradigma, cuya relevancia ha aumentado a partir de mediados del siglo XIX con la consolidación de la convergencia entre el paradigma de la modernidad y el capitalismo (Sousa Santos 2000). Sin embargo, en la actualidad esta idea de desarrollo, sustentada en el principio de acumulación de capital, se encuentra en debate dadas las dificultades que ha demostrado para garantizar la reproducción ampliada de la vida en el planeta y la mercantilización creciente que ha impuesto a las relaciones humanas y a la naturaleza (Coraggio 2007, Porto Goç Alves 2006, Escobar 2005).

Un ejemplo de esta crisis lo representa la emergencia ambiental y el cambio climático (i.e., en los últimos 50 años el planeta perdió casi un tercio de su cobertura forestal, un quinto de la población mundial hoy no tiene acceso al agua potable, etc.), lo que constituye uno de los pilares que permiten definir a nuestras sociedades como “sociedades de riesgo mundial” (Beck 2007)¹. Aun cuando esta cuestión esté siendo en parte problematizada por la comunidad internacional, el vínculo extractivo con la naturaleza parecería haberse profundizado en los últimos años, al menos en los países periféricos. En América Latina esta tendencia se observa en el avance del modelo de monocultivo de exportación (e.g., forestal, mineral, oleaginoso y otros productos), que degrada de manera acelerada los ecosistemas naturales (Pengue 2005, Paruelo et al. 2005).

En este marco de crisis ambiental y social hemos de introducir la discusión acerca de la valoración de los servicios ecosistémicos (SE). El objetivo de este artículo es realizar un análisis sobre los conflictos socioambientales, teniendo en cuenta el punto de vista de los diferentes actores en la valorización de los SE. Sugerimos un breve marco conceptual desde las ciencias sociales, que entendemos propicio para profundizar dicho análisis. A efectos ilustrativos haremos mención de un caso particular: la implementación de la llamada “Ley de Bosques Nativos”², cuya presentación y análisis detallado excede los alcances de este artículo.

LA DISPUTA POR EL USO Y APROPIACIÓN DE LOS BOSQUES NATIVOS

Como mencionamos antes, el avance de la frontera agropecuaria destinada a la producción del monocultivo de soja ha ejercido una presión muy grande sobre el nivel de desmonte de los bosques nativos del país, en particular en las provincias del NEA y NOA³; esto ha provocado impactos sociales

¹ El autor se refiere a la aparición de un nuevo patrón de organización de las sociedades modernas surgido a mediados del siglo XX que se basa en la exposición al riesgo constante, un riesgo que emerge como efecto de sus propias intervenciones, en particular del sistema científico-técnico (i.e., crisis ambientales, desmantelamiento de las seguridades del Estado de Bienestar, etc.). Con la consolidación de la globalización, la categoría de riesgo se “globaliza” en tres tipos fundamentales: los riesgos financieros globales, las amenazas terroristas y las crisis ecológica (cambio climático y catástrofes asociadas).

² Ley N° 26.331 de “Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos”, sancionada el 28/11/2007.

³ Sólo en la Provincia de Salta, entre 2004 y 2007, se realizaron autorizaciones para el desmonte de 807000 ha. El 54% de ese total se autorizó en 2007, antes de la sanción de la Ley de Bosques (Leake y Ecónomo 2008).

y ambientales serios (Reboratti 2008). Cabe mencionar que una parte importante de los bosques nativos son habitados en la actualidad por comunidades indígenas de campesinos y pequeños productores (especialmente en el Chaco Salteño), quienes se ven afectados por este nuevo modo de utilización del territorio⁴. Como es de esperar, esta situación ha generado conflictos y disputas entre actores, no siempre en el marco de relaciones de poder igualitarias.

La sanción de la Ley de Bosques Nativos configuró un nuevo escenario sobre el cual se desarrollan estas disputas. Por un lado, ordenó suspender los desmontes, y por otro, propugnó realizar un debate participativo respecto del ordenamiento territorial de los bosques. Estas instancias tuvieron el mérito de incorporar, en muchos casos, a actores por lo general excluidos del debate público (e.g., las comunidades originarias, criollas y campesinas, acompañados por expertos de instituciones del sistema de ciencia y técnica, como el INTA, INTI, Universidades Nacionales, Parques Nacionales, entre otros). Algunos trabajos consideran este tipo de instancias participativas como una herramienta para resolver los conflictos derivados de las valoraciones contrapuestas sobre el territorio y sus recursos (Groppo et al. 2003). Sin embargo, en el caso de la Ley de Bosques Nativos puede verse que las disputas entre impulsores del desmonte y defensores de la conservación de bosques trascendieron estas instancias⁵.

Al tratarse de un problema que involucra la relación de los sujetos sociales y los ecosistemas, nos interesa ponerlo en debate con los aportes que trae el concepto “servicios ecosistémicos”, entendido como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, tanto mediante el consumo directo o mediante su transformación en bien o servicio, y que contribuyen a garantizar el bienestar humano (Costanza et al. 2007). El concepto pretende dar cuenta de las interacciones entre sociedades y ecosistemas con la intención de demostrar que la conservación de la naturaleza tiene un sentido concreto en la resolución de necesidades humanas. De allí la importancia de construir un “valor” equivalente para cada servicio.

Ahora bien, si tomamos el caso de la deforestación en la región chaqueña, vemos que la problemática no sólo comprende la definición de funciones de afectación y producción de los SE, sino que también involucra al modo en que los sujetos, los grupos y las clases sociales se relacionan entre sí y con la naturaleza en función de una determinada visión del mundo. Con frecuencia, los grupos sociales difieren en la valoración de los SE, ya que estos servicios pueden ser considerados dentro de una estrategia de valorización económica, o bien como componentes centrales de la reproducción cotidiana de la vida. En ese sentido, esbozamos un marco teórico que creemos propicio para la comprensión del problema.

⁴ Si se toma en cuenta sólo el noroeste de la Provincia de Salta, la población indígena registrada asciende a 20269 habitantes distribuidos en comunidades, con estimaciones que superan las 23225 personas. El 86.4% pertenece a la etnia Wichi, el 7.7% a la Chorote, el 2% a la Toba y el 1.8% a la Chulupí. La reproducción de estas comunidades se sostuvo durante milenios a partir del aprovechamiento de la diversidad de recursos naturales, sistema que entra en contradicción con el avance de la frontera agropecuaria (Leake 2008).

⁵ En Salta, la propuesta realizada de forma participativa fue modificada por la Legislatura en aspectos centrales, hecho que derivó el conflicto a la órbita de la Corte Suprema de Justicia de la Nación, quien ante un amparo presentado por las comunidades damnificadas dictó un fallo ejemplar suspendiendo los desmontes hasta tanto se determinasen los efectos agregados del desmonte. En Córdoba, el proceso participativo tuvo amplio reconocimiento y participación por parte de movimientos campesinos y ambientalistas, mas no del sector agropecuario. Del mismo modo, la Legislatura provincial terminó aprobando un Proyecto de Ley con importantes diferencias a la propuesta realizada participativamente, generando reacciones contrarias.

Necesidad de considerar la naturaleza compleja y multidimensional del problema

La problemática ambiental, además de ser un fenómeno físico y biológico, es un problema eminentemente social ya que resulta del modo en que una sociedad se relaciona con su medio natural, relación que emerge de manera “problemática” al perder elementos de armonía y equilibrio. De acuerdo con Rolando García, este tipo de problemáticas trascienden los dominios de una única disciplina dado que están conformadas por dimensiones múltiples (e.g., geográfica, biológica, social, económica) que las constituyen como un “sistema complejo”⁶ y requieren un giro epistemológico en el campo del conocimiento para poder aprehenderlas (Morin 1998). De allí la necesidad de construir una metodología interdisciplinaria (o transdisciplinaria), que lejos de significar la confluencia de distintos puntos de vista disciplinares, sea el resultado del “análisis de las interrelaciones que se dan en un sistema complejo entre los procesos que determinan su funcionamiento” (García 1994).

La racionalidad que subyace a las acciones de los sujetos

Otro problema central que no debemos excluir del análisis de los conflictos socioambientales es la cuestión de la racionalidad que subyace al modo de comprender y de apreciar la vida y la naturaleza por parte de los actores involucrados. Muchos pensadores han advertido el carácter instrumental que la misma ha adquirido en las sociedades modernas (Weber 1996), cuya lógica medio-fin se reduce, en el marco del desarrollo del sistema capitalista, en la realización del fin económico. Es decir, la maximización del beneficio o acumulación de ganancias. Bajo esta racionalidad, todo puede ser considerado un objeto. Incluso el Hombre y la naturaleza han sido considerados como mercancías para poder utilizarlos en el proceso de producción (Polanyi 1975). Sin embargo, existen racionalidades basadas sobre otros paradigmas, como las cosmovisiones de los pueblos originarios andinos, reflejadas en la idea del “buen vivir” (“sumak kawsay”, en lengua aymara). Históricamente, estas racionalidades, que quedaron ocultas bajo el paradigma occidental de desarrollo, representan formas más armónicas de relacionamiento entre sociedad y naturaleza ya que pone en jaque el concepto de “progreso” e iluminan las discusiones sobre la construcción de nuevos paradigmas de desarrollo (Escobar 2005, Mignolo 2000). En este sentido, distintos autores propugnan la construcción de una racionalidad que reemplace el sentido instrumental por otro que ubique a la vida y a la naturaleza en el centro, como es el caso de la “racionalidad reproductiva” propuesta por Hinkelammert (2003)⁷, la “racionalidad ambiental”, propuesta por Leff (1994)⁸, y la “racionalidad comunicativa” de Habermas (1987)⁹. Los conflictos relativos al desmonte pueden mostrarnos esta disputa entre racionalidades.

6 *Estamos ante un fenómeno complejo cuando “toda alteración en un sector se propaga de diversas maneras a través de un conjunto de relaciones que definen la estructura del sistema, y en situaciones críticas, genera una reorganización total”. (...) Estas interacciones entre la totalidad y las partes no pueden ser analizadas fraccionando el sistema en un conjunto de áreas parciales que correspondan al dominio disciplinario de cada uno de los elementos” (García 1994).*

7 *Ubica la reproducción de las condiciones materiales de vida (la naturaleza) y la vida misma (el Hombre) como el fundamento de toda razón. Desde este criterio, una determinada organización social será considerada “racional” sólo en la medida en que garantice la reproducción de la vida en condiciones dignas y en el tiempo adecuado.*

8 *Plantea la transformación de los sistemas de producción, de valores y de conocimiento de la sociedad a la luz de una “racionalidad productiva alternativa” que priorice un manejo adecuado y sostenible de los recursos naturales.*

9 *Propone la superación del patrón de dominación predominante en nuestras sociedades, mediante la búsqueda del entendimiento en base al diálogo y la discusión argumentada.*

Los conflictos relativos al uso y apropiación de SE como territorialidades en disputa

De acuerdo con el Geógrafo Mançano Fernandes, el territorio es la materialización de las relaciones sociales que existen en una sociedad y los distintos modelos de desarrollo que se encuentran en disputa. De allí que las disputas territoriales son “disputas de significación de las relaciones sociales y de control de los diferentes tipos de territorios por las clases sociales” (M. Fernandes 2009). Para el autor, el conflicto debe ser entendido como una condición estructural del capitalismo (i.e., expresión de la contradicción irresoluble entre la reproducción del capital y la reproducción de la vida); por este motivo no puede pensarse ajeno a los procesos de desarrollo. Los conflictos por la tierra y los recursos naturales son también conflictos por la imposición de modelos de desarrollo territorial (Fernandes 2004). “Territorializar” implica construir territorio desde una determinada lógica, sometida a relaciones de poder, y en eso consiste la disputa.

Desde esta perspectiva, el comportamiento de los actores que entran en conflicto por la apropiación de los SE, puede entenderse a partir del análisis de las territorialidades que están en juego. En el caso salteño, la territorialidad que construye la agricultura industrial, organizada bajo la lógica del capital (racionalidad instrumental), implica una determinada percepción y valoración de los SE presentes en el territorio, que no supera la rentabilidad que ofrece el cultivo de soja. Otra territorialidad presente, la de las comunidades originarias y los pequeños productores, organizadas bajo una lógica reproductiva de la vida y el trabajo familiar (racionalidad reproductiva), necesita de esos recursos para poder garantizar su subsistencia, de allí que la valoración de los SE existentes será muy diferente. Hay autores que sostienen la complementariedad del uso campesino del territorio con la sostenibilidad ambiental (Morello 1992)¹⁰. Respecto del caso salteño, estudios sobre la relación de las comunidades wichís con el ambiente, sostienen que la economía distributiva característica de esta cultura, limitan las conductas extractivas de los recursos naturales, siempre y cuando no se altere la provisión de los mismos (Van Dam 2000).

CONCLUSIÓN

Los conflictos socioambientales como los sucedidos en Salta representan problemas complejos y de una gran multidimensionalidad, entre ellas, la pérdida de SE asociados a la deforestación. La reflexión sobre los modelos de desarrollo territorial presente en los actores en disputa y las racionalidades sociedad-naturaleza presentes, podría ofrecer una interesante puerta de entrada a la complejidad planteada. De allí la necesidad imperiosa de construir programas de investigación transdisciplinarios que generen las condiciones necesarias para afrontar tales desafíos.

10 *“(...) su baja posibilidad de incorporar insumos lo acerca a la fertilización orgánica, al control integrado de plagas, al uso de cercos vivos, a combinar el cultivo con la actividad extravista del bosque vecino (...). El campesino que tiene larga experiencia en el ecosistema que maneja, sólo produce impactos ambientales negativos cuando se le cierran las opciones.”*

BIBLIOGRAFÍA

Beck, U. 2007. La sociedad del riesgo mundial. En busca de la seguridad perdida. Ed. Paidós, Barcelona. España.

Coraggio, J.L. 2007. Economía social, acción pública y política (hay vida después del neoliberalismo). Ediciones CICCUS, Bs. As. Argentina.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem service and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Escobar, A. 2005. Más allá del Tercer Mundo. Globalización y diferencia. Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá. Colombia.

García, R. 1994. Interdisciplinariedad y sistemas complejos, en Leff, E. (comp.) Ciencias sociales y formación ambiental. Ed. Gedisa, Barcelona. España.

Grosso, P., S. Clementi y F. Ravera. 2003. Desde el diagnóstico territorial participativo hasta la mesa de negociación: orientaciones metodológicas. En: Reforma Agraria. Colonización y cooperativas. FAO.

Habermas, J. 1987. Teoría de la Acción comunicativa. Ed. Taurus, Madrid. España.

Hinkelammert, F. y H. Mora. 2003. Por una economía orientada hacia la vida. *Revista Economía y Sociedad*, Nº 22-23, Costa Rica.

Leake, A. y M. de Ecónomo. 2008. La deforestación en Salta. 2004-2007. Fundación Asociana, Salta. Argentina.

Leake, A. 2008. Los pueblos indígenas cazadores-recolectores del chaco salteño. Fundación Asociana, INAI, UNSA.

Leff, E. 1994. Sociología y ambiente: formación socioeconómica, racionalidad ambiental y transformaciones del conocimiento. En: Leff, E. (comp.) Ciencias sociales y formación ambiental. Ed. Gedisa, Barcelona. España.

Mançano Fernández, B. 2004. Cuestión Agraria: Conflictualidad y desarrollo territorial. Ponencia. www.ua.es/grupo/giecryal/documentos/docs/BMFUNESP%202.pdf (último acceso 20/10/2010).

Mançano Fernández, B. 2009. Sobre la tipología de los territorios. Ponencia. landaction.org/spip/IMG/pdf/BERNARDO_TIPOLOGIA_DE_TERRITORIOS_espanol.pdf (último acceso 20/10/2010).

Mignolo, W. 2000. La colonialidad a lo largo y a lo ancho: el hemisferio occidental y horizonte colonial de la modernidad. En: Lander, E. (comp.). La colonialidad del saber: eurocentrismo y ciencias sociales. Perspectivas latinoamericanas. UNESCO-CLACSO, Buenos Aires. Argentina.

Morin, E. 1998. Introducción al pensamiento complejo. Gedisa. Barcelona, España.

Morello, J. 1992. Agricultura y conservación de la biodiversidad. La frontera agropecuaria en América Latina. En: *Revista Medio Ambiente y urbanización*, Nº 41, año 10, Bs. As. Argentina.

Paruelo, J.M., J. Guerschman y S. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Revista Ciencia Hoy* 15, Nº 87, Junio-Julio, Bs. As. Argentina.

Pengue, W. 2005. Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. PNUMA, Bs. As. Argentina.

Polanyi, K. 1975. La gran transformación. Ed. Claridad. Bs. As. Argentina.

Porto Gonçalves, C. 2006. El desafío ambiental. PNUMA, México.

Reboratti, C. 2008. La expansión de la soja en el norte de Argentina: Impactos ambientales y sociales. *Fac. Agronomía, Univ. Buenos Aires. Argentina.*

Sousa Santos, B. 2003. Crítica de la razón indolente. Contra el desperdicio de la experiencia. Ed. Desclee, Bilbao. España.

Van Dam, C. 2000. Condiciones para un uso sostenible: el caso del Chaguar en una comunidad Wichí del Chaco Argentino. Universidad Nacional de Salta. theomai.unq.edu.ar/artVanDam.htm (último acceso 20/10/2010).

Weber, M. 1996. Economía y sociedad. Fondo de Cultura Económica, México.

Capítulo 16

ECOSER: UN PROTOCOLO PARA LA EVALUACIÓN BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y LA INTEGRACIÓN CON SU VALOR SOCIAL

Pedro Laterra¹, Fabiana Castellarini² y Eugenia Orúe¹

¹Unidad Integrada EEA Balcarce, Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria (INTA)-
Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce,
Provincia de Buenos Aires, Argentina - Consejo Nacional de Investigaciones
Científicas y Técnicas (CONICET). Email Laterra: platterra@balcarce.inta.gov.ar -

²Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-UNC-CONICET), Córdoba,
Argentina.

Resumen. La discusión de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural de Argentina demanda una mayor capacidad para evaluar la distribución espacial de bienes y servicios ecosistémicos (SE). Esa capacidad se encuentra limitada por la disponibilidad de herramientas de integración y de síntesis del conocimiento de procesos ecosistémicos y sociales. Proponemos el protocolo ECOSER como un método de evaluación de SE específicamente orientado a reducir esa limitante y facilitar la colaboración multidisciplinaria para el análisis de la provisión, utilización y vulnerabilidad de bienes y servicios. ECOSER combina métodos de evaluación biofísica de distintos tipos de SE con su valor socioeconómico relativo (monetario o no monetario) en forma espacialmente explícita. La evaluación de SE de cada unidad de análisis resulta de la combinación de indicadores y modelos de funciones ecosistémicas para estimar la provisión de SE, en tanto que la vulnerabilidad depende de la capacidad de utilización de los SE y de su resiliencia. Mediante la aplicación de este protocolo a un paisaje rural del sudeste bonaerense se ilustra la limitación de las evaluaciones restringidas a cuantificar la provisión de SE, debido al desacople que puede existir entre la distribución espacial de la provisión y la vulnerabilidad de SE. Si bien ECOSER permite superar varias limitaciones que ofrecen los métodos de valoración estrictamente socioeconómica o biofísica, su implementación y la confiabilidad de sus resultados aún depende de futuros esfuerzos para resolver sus numerosos supuestos, así como para calibrar, validar y ampliar los indicadores y modelos propuestos.

INTRODUCCIÓN

Al igual que otros países latinoamericanos, Argentina se encuentra atravesando una nueva fase de intensificación y expansión de la agricultura dentro de ecorregiones donde las tasas de transformación y reemplazo de bosques, arbustales, pastizales y humedales pueden comprometer su desarrollo en el largo plazo (Zak et al. 2004, Paruelo et al. 2005, Boletta et al. 2006).

La evaluación de políticas públicas orientadas al desarrollo sustentable del territorio rural puede resultar facilitada por la consideración de la provisión sostenida de servicios ecosistémicos (SE) como principio integrador de los múltiples beneficios que ofrecen los ecosistemas a la sociedad (Cork y Proctor 2005). No obstante, la aplicación del concepto de SE como criterio para la toma de decisiones se encuentra, por lo general, sujeta a limitaciones metodológicas y de disponibilidad de información, en ambos casos necesarias para valorar los ecosistemas según su capacidad para proveer esos servicios.

Este trabajo tiene como objetivo ofrecer un protocolo (ECOSER) para la valoración de unidades del paisaje según su capacidad para brindar SE, como soporte para la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial rural. ECOSER comprende dos etapas o módulos: 1) la evaluación de la capacidad del sitio proveer SE ponderados por el valor social de los mismos, y 2) la evaluación de la vulnerabilidad del sitio a la pérdida de SE capturados o utilizados por la sociedad. A continuación (ítem "Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos") se ofrece un marco conceptual del problema y un breve análisis sobre los distintos enfoques de valoración de SE en el contexto del ordenamiento territorial rural (ítem "Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)"). Luego se describe la estructura lógica de ECOSER en la Sección "El Protocolo ECOSER" y, por último, se ilustra su aplicación a un caso de estudio en la Sección "Aplicación".

Procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos

Los esquemas clasificatorios disponibles sobre funciones ecosistémicas y SE (Caja 1) facilitan la evaluación de los SE pero ofrecen inconsistencias en cuanto a la composición de ambos grupos y al reconocimiento de los vínculos que los conectan entre sí. Por ejemplo, mientras Fisher y Turner (2008) diferencian los beneficios finales de los SE y reconocen como SE a todo proceso ecosistémico que directa o indirectamente conduce a un beneficio para los individuos o la sociedad, Boyd y Banzhaf (2007) y Wallace (2007) restringen la lista de SE a "aquellos componentes de la naturaleza directamente disfrutados, consumidos o usados para el bienestar humano". Por otro lado, esos esquemas reconocen que un mismo "componente" (función o SE) a veces puede ser un fin y otras veces actuar como un medio, o sea que los SE son "beneficio-específicos" según un esquema de "componentes intermedios, servicios finales y beneficios" (Boyd y Banzhaf 2007) o "servicios intermedios, servicios finales y beneficios" (Fisher y Turner 2008). Así por ejemplo, el agua limpia de un lago puede ser un fin para el beneficio de "agua bebible" pero un medio para el beneficio de provisión de "peces comestibles".

A fin de establecer el valor relativo de distintas unidades del paisaje (caracterizadas por uno o más ecosistemas) según su capacidad para proveer SE, el protocolo ECOSER orienta la evaluación de esos SE mediante la identificación de los SE finales o directamente disfrutados por la sociedad ("sensu" Boyd y Banzhaf 2007) y la cuantificación de los procesos ecosistémicos capaces de soportar esos

SE en forma directa o indirecta. Esos procesos son equivalentes a los "servicios intermedios" en la clasificación de Fisher y Turner (2008), y a las "funciones ecosistémicas" definidas por de Groot et al. (2002). En la Caja 1 se sintetizan las definiciones sobre SE y sobre conceptos afines adoptadas en este trabajo.

Caja 1. Definiciones básicas adoptadas en ECOSER

- Procesos ecosistémicos: transferencia de materia y energía dentro del ecosistema (e.g., secuestro de carbono, control de erosión, almacenaje de agua en humedales, infiltración de agua en suelos, regulación poblacional).
- Funciones ecosistémicas (FE): procesos ecosistémicos que contribuyen a la provisión de beneficios directos de los ecosistemas a la sociedad o "servicios ecosistémicos" (e.g., secuestro de carbono por su contribución al mantenimiento de la composición atmosférica y estabilidad del clima, control de erosión por su contribución a la provisión de alimentos y provisión de agua limpia, almacenaje de agua en humedales por su contribución a la amortiguación de inundaciones).
- Servicios ecosistémicos (SE): beneficios directos del funcionamiento de los ecosistemas (o de las "funciones ecosistémicas") para la sociedad humana. El nivel de SE efectivamente percibidos por la sociedad depende de la producción, disponibilidad (provisión) y capacidad de utilización de los mismos (ver Tabla 2).
- Valor social y/o económico de los SE: consiste en estimaciones cualitativas o cuantitativas, no necesariamente monetarias, de la importancia relativa de distintos beneficios derivados del funcionamiento de los ecosistemas para las sociedades humanas (ver ítem "Estimación del valor social de SE: Encuestas a referentes sociales calificados (RSC)").
- Vulnerabilidad de SE de un bioma, un paisaje, un elemento del paisaje o un ecosistema: es el riesgo intrínseco de perder o reducir la provisión de un servicio ecosistémico, o un conjunto de servicios ecosistémicos utilizados por la sociedad, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Por ejemplo, la vulnerabilidad de SE de dos áreas boscosas con similar provisión total de SE frente a su reemplazo agrícola puede variar con el nivel de utilización de esos SE por la sociedad, y con factores que reduzcan la regeneración postagrícola de los mismos (e.g., erodabilidad, distancia a bosques más próximos), entre otros factores (ver ítem "Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE").

Evaluación y valoración de servicios ecosistémicos (SE)

La importancia relativa de un ecosistema para la sociedad como proveedor de SE resulta de una combinación entre la percepción social acerca de la importancia relativa de esos SE y la capacidad intrínseca de ese ecosistema para proveer los distintos tipos de SE. La importancia relativa o "valor" de un tipo de SE para la sociedad (valor social) depende del nivel de conciencia o percepción de la sociedad sobre la capacidad relativa de ese SE para satisfacer sus necesidades.

En contraste, la capacidad intrínseca de un ecosistema para proveer SE puede ser evaluada a través del reconocimiento, la cuantificación y la integración del conjunto de procesos biofísicos que lo soportan, en forma independiente de la percepción de la sociedad sobre su importancia relativa. Así por ejemplo, para una sociedad con una demanda de alimentos insatisfecha, un sitio cubierto por bosques desarrollados sobre suelos de baja aptitud agrícola pero con alta capacidad de secuestro de carbono (y por consiguiente una alta contribución a la regulación atmosférica) puede ser menos valioso (“ofrecer” menos SE) que el mismo sitio transformado en cultivos anuales de bajo rendimiento.

Los métodos de valoración monetaria procuran revelar el valor económico de los SE que por su carácter público no cotizan en el mercado, suponiendo que los valores revelados reflejan una porción importante de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (“valor social”). Bajo ese supuesto, la valoración monetaria permite discutir y fundamentar las políticas públicas sobre uso de la tierra en términos fácilmente comprensibles para los distintos grupos de interés, y analizar las decisiones alternativas sobre uso de la tierra en términos de costo-beneficio [ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. Al focalizarse en los beneficios finales, los métodos de valoración estrictamente monetaria son capaces de proveer estimaciones aun donde el conocimiento sobre el funcionamiento de los ecosistemas es insuficiente. En contrapartida, estos métodos presentan diferentes limitaciones presentadas por Paruelo (Capítulo 5 de este libro) a las cuales, por su relevancia para el foco de este artículo, deberían agregarse dos consideraciones adicionales. La primera consideración consiste en que estos métodos son necesariamente caso-dependientes (e.g., costos evitados o preferencias reveladas son sólo válidas para un determinado momento y lugar). Por esta razón, sus extrapolaciones espaciales requieren el desarrollo de una casuística aún inexistente en nuestro país, capaz de soportar los procedimientos de transferencia de valoraciones desarrollados con ese fin (Plummer 2009). La segunda consideración consiste en que mientras el ordenamiento territorial constituye una típica herramienta destinada a incrementar el valor social en forma equitativa y sustentable, en general, estos métodos privilegian la valoración individual y privada frente a la social y pública (Wilson y Howarth 2002). Las valoraciones monetarias sintetizadas por Costanza et al. (1997) en la escala de bioma han sido transferidas para analizar la distribución espacial y las relaciones de compromiso (“trade-offs”) entre distintos tipos de SE a escala del territorio argentino (Viglizzo y Frank 2006, Carreño y Viglizzo 2007).

Así como la distribución y la tasa de provisión de los SE varía en el tiempo y en el espacio (Costanza et al. 1997, King y Wainger 1999, Kremen 2005), la demanda y el acceso a los SE también varían dentro y entre las sociedades humanas (e.g., Chan et al. 2007, Jansson et al. 1999). Esa influencia de las dimensiones temporal, espacial y social de los SE restringe la confiabilidad de las transferencias del valor de los servicios brindados por ecosistemas semejantes entre regiones con realidades ecológicas, productivas y sociales diferentes. En esos casos, la estimación del valor de los ecosistemas por su capacidad para brindar SE exige la aplicación previa de herramientas capaces de reconocer e integrar cuantitativamente la capacidad de provisión de sus principales SE en base a sus propiedades (“evaluación de SE”).

Los métodos de valoración cuantitativa no monetarios consisten en evaluaciones biofísicas (también llamadas “evaluaciones funcionales”) de procesos ecosistémicos capaces de soportar bienes y servicios que satisfacen necesidades humanas, si bien las propias funciones también han sido usadas como variables sustitutas (“proxys”) de los servicios que soportan. Según el nivel de conocimiento disponible, la habilidad de los ecosistemas para realizar esas funciones (“capacidad

funcional”, Hauer y Smith 1998) puede ser comparada a través de indicadores (“índices de capacidad funcional”), evaluaciones multicriterio [Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro), Somma et al. (Capítulo 18 de este libro)] o modelos cuantitativos (Egoh et al. 2008, Nelson et al. 2009). Un enfoque alternativo, basado sobre el análisis energético de la producción de SE (Odum y Odum 2000, Rótolo y Francis 2008) es discutido por Ferraro (Capítulo 9) y por Rótolo (Capítulo 27) en este libro. La capacidad funcional de porciones discretas del espacio puede basarse sobre los tipos de formaciones o biomas dominantes en el píxel (ecosistemas definidos por su fisonomía) o según los patrones temporales de fijación de la energía radiante (tipo funcionales de ecosistemas, Paruelo et al. 2001).

Las evaluaciones biofísicas de los SE varían según el modo en que las funciones son integradas para estimar la provisión de servicios y con su capacidad para tomar en cuenta la influencia de las propiedades locales y del contexto espacial sobre la capacidad funcional de un mismo tipo de ecosistema. Un mismo tipo de SE resulta de la variación independiente de un conjunto de funciones ecosistémicas y, a su vez, una misma función ecosistémica puede sustentar en forma variable a distintos SE (Scott et al. 1998) (Figura 1). Debido a diferentes procesos de flujo lateral (e.g., el transporte de sedimentos y nutrientes y el flujo de individuos de plantas, animales y humanos) (Van Noordwijk et al. 2004), los métodos basados estrictamente sobre las propiedades locales de los ecosistemas y que ignoran la configuración espacial de los ecosistemas dentro del territorio (Wang et al. 2006) carecen de sensibilidad frente a variaciones en los contextos ecológicos y socioeconómicos capaces de modificar la influencia del ambiente local.

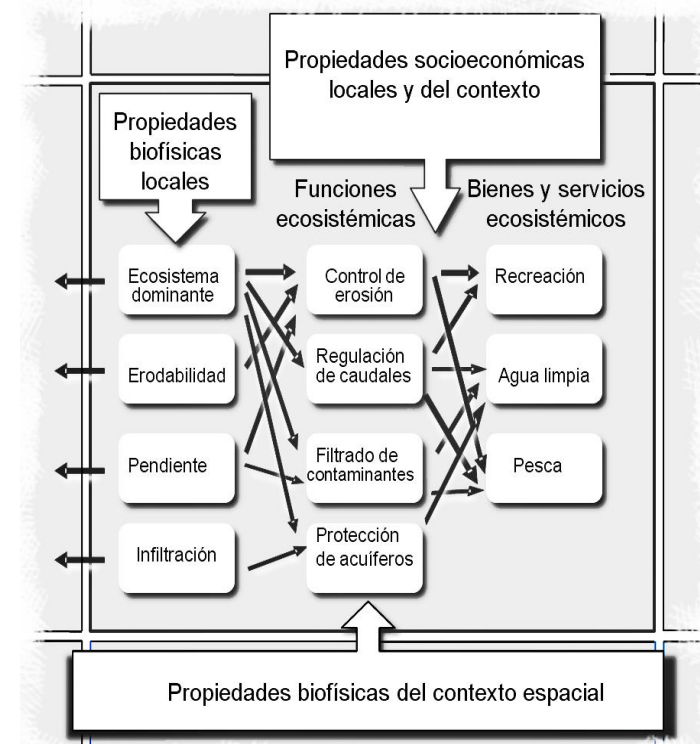


Figura 1. Las relaciones múltiples que vinculan las propiedades biofísicas locales, el funcionamiento del ecosistema local y su provisión de servicios ecosistémicos son, a su vez, modificadas por flujos de materia, energía e información que dependen de las propiedades biofísicas y socioeconómicas del contexto espacial.

Por lo anterior, dos sitios con igual flujo de las funciones que soportan SE pueden representar una oferta distinta de SE según la accesibilidad y capacidad de uso de esos SE por parte de la sociedad (valor actual de SE). Así por ejemplo, el valor recreativo de dos áreas de conservación similares varía en forma inversamente proporcional a la distancia con los grandes centros urbanos. Al no considerar el uso efectivo de los SE, la valoración funcional es en realidad una caracterización del valor potencial de un ecosistema o de un elemento del paisaje para proveer beneficios a la sociedad, pero no una valoración de los SE que benefician de manera efectiva a los individuos o a la sociedad (King 1996, Boyd y Wainger 2003); en adelante, “utilización” de SE.

A su vez, dos sitios con valores de utilización de SE similares, tienen distinta relevancia en el marco de la planificación del uso de la tierra si los mismos difieren en su exposición y susceptibilidad frente a los principales factores de disturbio (vulnerabilidad). Por tal motivo, la vulnerabilidad socioambiental del sitio frente a la pérdida de SE constituiría el criterio central para orientar planes de ordenamiento territorial basados sobre la oferta de SE. De acuerdo a lo anterior, las principales limitaciones de los esquemas de valoración de SE disponibles hasta el momento radican en distintas combinaciones de los siguientes déficits: a) la evaluación de conjuntos arbitrarios de SE, b) una reducción arbitraria de los SE a algunas de las funciones que los soportan, c) la omisión de la influencia de la configuración del paisaje, d) escasa generalidad, y e) falta de conexión explícita con la vulnerabilidad socioambiental asociada a distintos escenarios de uso de la tierra. El protocolo que se propone a continuación representa un intento por resolver esos distintos déficits a través de identificar los modelos y los indicadores disponibles o, en su defecto, algunas bases teóricas para su desarrollo, así como una secuencia de procedimientos para su integración lógica en forma espacialmente explícita.

EL PROTOCOLO ECOSER

El protocolo ECOSER es un esquema de procedimientos para la evaluación no monetaria y el modelado de la distribución espacial de servicios ecosistémicos y de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de los mismos, aplicable a un amplio rango de escalas espaciales y calidad de información. Entre las características distintiva de tales procedimientos, se destacan: a) la estimación indirecta de la provisión relativa de SE a través del flujo de las funciones que los soportan en cada tipo de ecosistema, b) el ajuste de esas funciones a las condiciones particulares de cada sitio y de su contexto espacial, y c) la integración entre métodos de evaluación biofísica y métodos de valoración social y/o económica.

ECOSER se compone de i) una serie de reglas, índices y modelos integrados dentro de dos grandes módulos para la evaluación y mapeo de la oferta de SE (módulo 1) y de la vulnerabilidad ambiental (módulo 2) en formato “raster” (Figura 2), ii) una guía para la identificación de los SE más relevantes en el área de estudio (ver punto “Pasos del protocolo”), y iii) anexos tales como bases de datos (o sus enlaces para su consulta en línea), glosario y bibliografía. Esos distintos elementos del protocolo se encuentran organizados para su consulta interactiva en formato Excel (disponible por pedido a los autores). Si bien la ineficiencia de las planillas de cálculo para operar con grandes bases de información georeferenciada restringe su utilidad de aplicación a áreas de extensión y/o resolución limitadas, este tipo de soporte resulta idóneo como vehículo para el objetivo de colaboración interdisciplinaria. En cambio, para la mayoría de las aplicaciones de este

protocolo, resulta necesario el soporte de un sistema de información geográfica (SIG) y el uso de herramientas de modelado espacial (e.g., “Model Builder” de ArcGIS®).

El primer módulo del primer componente (i) tiene como objetivo la generación de mapas de la provisión relativa de los SE de interés y de su provisión conjunta ponderada (“oferta de SE”) mediante un criterio de valoración social o económica (Figura 2). A partir de esa oferta, el segundo módulo tiene como objetivo la estimación explícita en términos espaciales de la vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE, así como su simulación frente a distintos escenarios de uso de la tierra.

El marco de aplicación de este protocolo puede consistir en una cuenca, un paisaje o una porción arbitraria del territorio en la que se reconocen elementos del paisaje (e.g., parches, corredores, matrices) relativamente homogéneos, caracterizadas por un tipo de ecosistema dominante (TED). A su vez, esos elementos del paisaje se encuentran conformados por una o más celdas regulares (píxeles), cuyo TED y condición local y de paisaje particular son utilizados a través de este protocolo para obtener el flujo de servicios ecosistémicos o capacidad funcional de cada celda. De esta forma, los resultados de la aplicación de este protocolo para cada celda del paisaje bajo estudio pueden ser exportados y mapeados mediante un SIG, o pueden ser obtenidos de forma directa mediante modelado en SIG en base a los algoritmos y bases de datos provistos por ECOSER.

La fase de trabajo en SIG se realiza en formato “raster”, en donde cada píxel cuenta con información local (e.g., tipo de ecosistema dominante, tipo de uso de la tierra, tipo de suelos, pendiente, clima) y de su contexto espacial (e.g., tamaño y conectividad del parche al que pertenece el píxel, porcentaje de agricultura en el área colectora que drena al sitio, distancia a caminos y rutas, distancia a cuerpos de agua superficial, distancia a pueblos y ciudades y su estructura demográfica, entre otras variables). Idealmente, el tamaño de píxel debe responder al patrón de heterogeneidad de la cobertura observable en la escala de interés, de forma que cada celda resulte lo más homogénea posible no sólo en cuanto al tipo de cobertura vegetal sino a las distintas variables físicas subyacentes (e.g., pendientes, tipos de suelos, etc). Por ejemplo, es probable que el tamaño de píxel que es capaz de satisfacer ese requisito en la estepa patagónica resulte demasiado grande para algunos paisajes de Corrientes, caracterizados por un mosaico de humedales, pastizales y bosquetes de grano muy fino. Sin embargo, en la práctica existen restricciones insalvables derivadas de la resolución de las imágenes satelitales disponibles y del modelo digital de elevación que pueda usarse para derivar las variables topográficas.

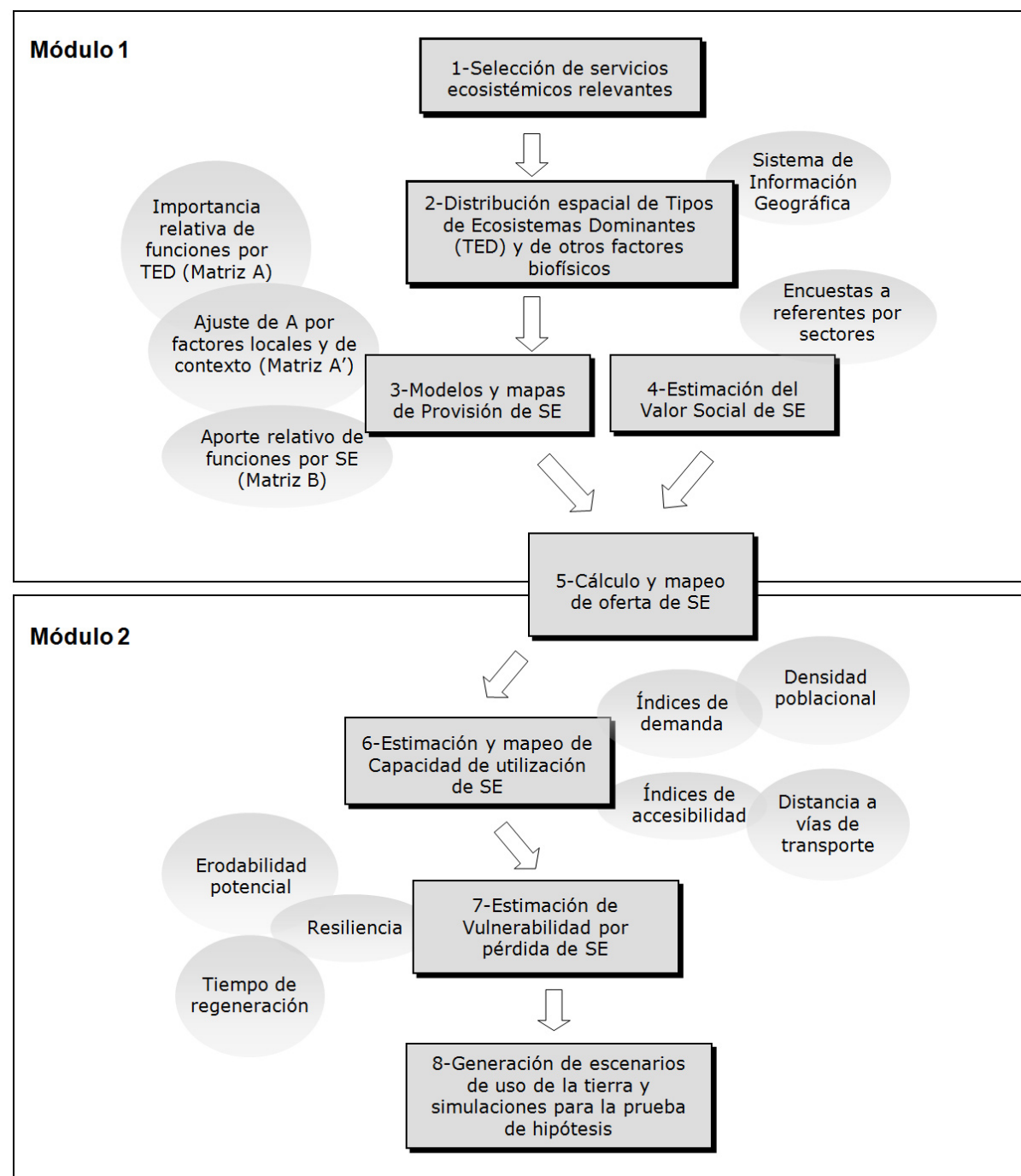


Figura 2. Pasos (cajas) e insumos (elipses) del modelo ECOSER para la simulación de cambios en la configuración espacial de provisión bienes y servicios ecosistémicos (SE) y sus consecuencias sobre la vulnerabilidad ambiental a escala de paisajes.

Pasos del protocolo

Seguidamente se describen los distintos pasos del protocolo, siguiendo la misma numeración utilizada en el diagrama de la Figura 2.

Identificación de SE relevantes mediante modelos conceptuales

El esfuerzo por reunir el conocimiento necesario para aplicar este protocolo a todas las funciones y servicios potencialmente ofrecidos por los ecosistemas contenidos dentro de un área de estudio particular puede resultar poco práctico o hasta imposible de llevar a cabo. A fin de orientar la identificación de SE relevantes para utilizar en las aplicaciones de este protocolo, en su versión Excel se incluye un modelo conceptual generalizado que vincula los principales factores conductores del funcionamiento de los ecosistemas interactuantes en el área de estudio ("metaecosistemas"), con la provisión de los distintos tipos de servicios ecosistémicos. Ese modelo conceptual comprende tres pasos básicos, detallados a continuación.

a) El agregado o la supresión de componentes (cajas) que representan factores directos e indirectos, funciones ecosistémicas y sus modificadores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre la oferta de esos servicios

b) El agregado o la supresión de flechas vinculando factores, servicios ecosistémicos y estimadores de impacto sobre los mismos

c) La fundamentación de componentes y vínculos propuestos, así como de su nivel de certidumbre, sobre la base de antecedentes publicados y/o de consideraciones teóricas y/o de la opinión de los expertos

Distribución espacial de ecosistemas y variables biofísicas

La distribución espacial de tipos de ecosistemas dominantes (TED) puede obtenerse a partir de mapas publicados o a través de clasificaciones de la cobertura vegetal convencionales. Alternativamente, puede considerarse la distribución de tipos funcionales de ecosistemas (Paruelo et al. 2001), pero la relación entre estos y la provisión de distintos tipos de SE aún se encuentra poco estudiada.

Según los servicios ecosistémicos y las correspondientes funciones ecosistémicas seleccionados en la etapa anterior, y según el método de estimación de esas funciones a aplicar (transferencia de valores medios por TED o modelado en base a propiedades del sitio y de su contexto espacial, ver más adelante ítems "Provisión relativa de cada tipo de SE" y "Evaluación de capacidad funcional"), en esta etapa bastará con un mapa de tipos de ecosistemas o será necesaria la preparación de un SIG integrando diferentes capas de información biofísica (e.g., variables edáficas y variables topográficas, entre otras).

Provisión relativa de cada tipo de SE

La provisión relativa de servicios ecosistémicos por cada tipo de ecosistema dominante se obtiene a partir de las funciones ecosistémicas que aportan a los principales servicios ecosistémicos mediante cuatro pasos sucesivos. El primer paso consiste en consignar la importancia relativa de cada función ecosistémica (filas) en cada uno de los tipos de ecosistemas dominantes (columnas) para completar la matriz A (Figura 2, Tabla 1). Los elementos de esa matriz varían entre 0: importancia baja o despreciable y 1: para los ecosistemas en donde esa función tiene su máxima expresión según los antecedentes que se discuten más abajo (ver más adelante el ítem "Evaluación de capacidad funcional"). Para ello, las estimaciones del flujo de funciones ecosistémicas por tipo de ecosistema

se relativizan dentro de cada función, en relación al valor máximo y luego son representadas por el valor más aproximado a 0, 0.25, 0.50, 0.75 ó 1. La asignación de estas categorías constituye una parametrización por defecto, de utilidad restringida a los análisis de escala más gruesa (i.e., nacional, continental, global).

Tabla 1. Matriz A. Funciones ecosistémicas (filas) y principales tipos de ecosistemas (columnas) considerados en el protocolo ECOSER. Los valores representan flujos relativos sugeridos por defecto a partir la bibliografía (ver fuentes de información en el ítem “Evaluación de la capacidad funcional”).

	1- Bosque tropical subtropical	2- Bosque templado	3- Pastizales y arbustales	4- Ecosistemas ribereños	5- Otros ecosist. Lineales	5- Marismas	6- Otros humedales	7- Lagos y ríos	8- Desiertos	9- Hielos y afloramientos marinos	10- Cultivos
Flujo Relativo de Funciones Ecosistémicas (FRFE)											
1- Secuestro de carbono en suelo	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2- Secuestro de carbono en biomasa	1,00	0,75	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3- Evapotranspiración	1,00	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50	0,75	0,50	0,00	0,00	0,50
4- Control de erosión	1,00	1,00	0,75	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
5- Ciclo de nutrientes y detoxificación	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00
6- Amortiguación de inundaciones	0,00	0,00	0,00	0,25	0,25	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
7- Protección de acuíferos	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8- Protección de aguas superficiales	0,50	0,50	0,50	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9- Infiltración	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
10- Protección de ambientes costeros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
11- Regulación de poblaciones clave	0,25	0,25	0,25	0,25	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50
12- Mantenimiento de diversidad de especies	1,00	0,75	0,50	0,50	0,00	0,25	0,25	1,00	0,25	0,25	0,00
13- Provisión de hábitats / especies amenazadas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14- Formación de suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15- Almacenaje de agua en suelo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16- Atractividad del paisaje	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Para los análisis de escala más fina (e.g., ecorregiones, provincias, cuencas, municipios) es necesario el ajuste de los valores de la matriz A (matriz ajustada o A') según las características particulares del sitio o píxel y de su contexto espacial (paisaje). De acuerdo al nivel de conocimiento disponible, el protocolo admite ajustes utilizando índices de capacidad funcional, evaluaciones multicriterio o modelos cuantitativos (ver ítem “Evaluación de la capacidad funcional”). Estas funciones o índices se normalizan a su vez dentro del área de estudio utilizando como referencia los valores máximos y mínimos dentro del área de estudio. Una descripción semidetallada de los modelos e índices sugeridos para la evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas se presenta en el ítem “Evaluación de capacidad funcional”.

El segundo paso consiste en la valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas) (matriz B, cuyos elementos varían entre 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para los servicios donde esa función ejerce su máxima contribución) (ver ítem “Contribución relativa de funciones a SE” y Tabla 2).

El tercer paso consiste en la combinación de las matrices A' y B para obtener la matriz sobre la provisión relativa de cada tipo de servicios (PSE_i) en cada tipo de ecosistema analizado, donde cada elemento de la matriz se calcula como la combinación lineal del flujo de cada función ecosistémica (FE_j) ponderado por su aporte relativo (b_j) al correspondiente SE, según:

$$PSE_i = b_j * FE_j$$

Para las aplicaciones a mayor nivel de resolución, el PSE de cada píxel también se ajusta según factores particulares de la celda y de su contexto espacial (ver “Evaluación de la capacidad funcional”).

La evaluación de la capacidad funcional de los ecosistemas y su integración en términos de provisión de distintos SE no revela por sí misma el beneficio del conjunto de SE que provee un ecosistema para la sociedad. A fin de comparar los beneficios potencialmente provistos por las distintas subunidades espaciales del área de estudio, en el último paso de este módulo consiste en la ponderación de la provisión de cada tipo de SE por su correspondiente valor social.

Estimación del valor social de SE: encuestas a referentes sociales calificados (RSC)

Como estimadores del valor social pueden usarse los métodos de valoración económica, aunque algunas de las limitaciones de esos métodos ya consideradas en la introducción pueden ser abordadas por métodos alternativos.

Debido a la asimetría que existe en la apropiación y dependencias de los SE por distintas sociedades y por distintos sectores sociales de una misma sociedad, los métodos monetarios presentan limitaciones para capturar el valor social de esos servicios. Como alternativas orientadas a reflejar valores basados sobre el bien común, antes que en el individual pueden aplicarse métodos al debate público o de valoración colectiva entre los distintos grupos de interés (Dodgson et al. 2001, Wilson y Howarth 2002). Con ese mismo objetivo, aquí se propone un método basado sobre la opinión de referentes sociales calificados (RSC) de los distintos grupos de interés. A diferencia de los valores obtenidos por consenso que arrojan los métodos deliberativos, el método RSC permite diferenciar y comparar valoraciones específicas por grupos de interés y eventualmente, realizar simulaciones sobre las consecuencias de distintas asimetrías en la influencia de esos valores sobre la toma de decisiones de uso de la tierra.

El método RSC supone que es posible estimar el valor social de los SE a través de la consulta a algunos miembros de los distintos grupos de interés, seleccionados de acuerdo a su calidad como referente (i.e., extensionistas rurales, dirigentes y asesores de asociaciones de productores, representantes de comunidades aborígenes, dirigentes de cámaras empresariales, delegados gremiales, educadores, funcionarios de gobierno, etc.) y a su capacidad para interpretar los fundamentos y las consignas de la consulta. Este método, en esencia, comprende cuatro pasos: a) reconocimiento y priorización de los SE relevantes dentro del área de estudio (ver ítem “Identificación de SE relevantes”), b) ajuste de una encuesta según los resultados del paso anterior, c) identificación y encuestado de referentes sociales por grupos de interés, y d) análisis de los resultados. A fin de minimizar la influencia de diferencias iniciales en el grado de conocimiento y conciencia ambiental de los distintos referentes, en el texto de las encuestas se evitan las referencias a SE y otros términos

técnicos, apelando en cambio a comparaciones pareadas del impacto social esperado para el sector que representan frente a eventuales reducciones de similar magnitud en la provisión de los distintos SE.

Valor social y oferta de SE: análisis de las encuestas

Las encuestas son analizadas mediante el método de comparación por pares de Saaty (2006). Aquellas con un nivel de consistencia satisfactorio son empleadas en la estimación de las ponderaciones medias estandarizadas por grupos sociales. Otros detalles del método y un ejemplo de aplicación son descriptos por Dagnino et al. (Capítulo 14 de este libro).

Por último, la oferta conjunta de SE en el píxel (O) se calcula como la combinación lineal de la provisión de cada SE normalizada (rango 0-1) en relación a valores de referencia internos o externos al área de estudio (PSEN_i) ponderada por su correspondiente valor social relativo (VS_i), según:

$$O = \sum_{i=1}^{i=n} VS_i * PSEN_i$$

Capacidad de utilización de SE

Si bien la provisión y el valor social relativo de los SE reflejan la percepción de los beneficios disponibles para la sociedad (oferta de SE), la importancia actual de la oferta de SE depende en gran medida de la capacidad de utilización de esa oferta por la sociedad (King y Wainger 1999) o utilización social. Por ejemplo, a igual capacidad funcional, la capacidad de utilización esperada de la oferta del servicio de regulación hídrica y de provisión de agua limpia será mayor para un píxel perteneciente a un humedal aislado que para un píxel perteneciente a un humedal próximo a numerosos humedales de igual o superior capacidad funcional. La apropiación de la oferta de servicio recreativo será mayor para un píxel de bosque cercano que para otro mucho más alejado del núcleo poblacional más próximo. O bien, la oferta del servicio de producción ganadera será mayor para un píxel de pastizal cercano que otro alejado a la vía de acceso más próxima para el traslado de hacienda.

La capacidad de las sociedades para beneficiarse de la oferta (O) de un determinado SE generada en un determinado sitio (capacidad de utilización de SE), depende de interacciones muy poco conocidas entre el patrón de propagación espacial del SE y del tamaño de la población alcanzada o beneficiada por ese patrón. La complejidad de esas interacciones reside en que el patrón de propagación espacial no sólo varía con el tipo de SE (Fisher et al. 2009), sino con la posición del píxel en el espacio y con la presencia o ausencia de intervenciones humanas capaces de facilitar esa propagación (e.g., acueductos, redes viales, dragado de ríos), con el nivel socioeconómico y con la consiguiente capacidad de sustitución del SE por la sociedad, entre otros factores.

La omisión de la captura o utilización de los SE restringe de manera severa la utilidad de los análisis sobre provisión actual o proyectada de SE ya que, por definición, éstos consisten en los beneficios de los ecosistemas que contribuyen de forma efectiva a mantener o a mejorar el bienestar de los individuos y/o el funcionamiento de la sociedad. Un índice simple pero a la vez razonable

es claramente una mejor opción frente al error de valorar de manera uniforme los SE de un ecosistema cuyo contexto espacial, sin embargo, condiciona mucho la transferencia de sus SE a la sociedad (e.g., variación del uso recreativo de un bosque según la densidad de la población humana circundante). Aquí se propone un índice de capacidad de utilización de un dado SE (ICU), generado por un dado píxel como:

$$ICU = c \times O$$

donde O es la oferta normalizada (0-1) del SE de interés dentro del área de estudio y “c” es el coeficiente de utilización (de rango 0-1), que varía con la capacidad efectiva del píxel para satisfacer la demanda del SE de la población blanco. Se calcula como:

$$c = d \times a$$

donde “d” es la demanda normalizada y “a” es la accesibilidad del SE. Un descriptor básico de la demanda es el tamaño relativo de la población beneficiada dentro de un área definida en torno del píxel blanco, y se calcula como:

$$d = \frac{d_x - d_{min}}{d_{max} - d_{min}}$$

donde “d_x” es la densidad poblacional dentro de un área concéntrica en torno al píxel, definida por un radio correspondiente a la escala de propagación de las funciones que soportan el SE de interés, y “d_{máx}” y “d_{mín}” son las densidades poblacionales máximas y mínimas de referencia (dentro o fuera del área de estudio).

Como un descriptor simple de la accesibilidad (“a”), puede utilizarse la fracción de “d” que, efectivamente, se beneficia de ese SE, y estimarse a través de la proporción de la población beneficiada. Mientras que en el caso de los SE que se propagan en forma aproximadamente homogénea dentro del área concéntrica definida en torno al píxel (e.g., calidad de los acuíferos), corresponde un a=1, en el caso de los SE que se propagan anisotrópicamente (e.g., atenuación de inundaciones por humedales), o por SE utilizados y/o valorados por una porción limitada o por un sector de la sociedad (e.g., recreación, mantenimiento de biodiversidad) corresponde un valor de a<1.

Vulnerabilidad ambiental por pérdida de SE

La vulnerabilidad ambiental de un ecosistema frente a la pérdida de sus servicios se define aquí como la susceptibilidad intrínseca de perder o reducir la apropiación social esperada de un determinado SE, o un conjunto de servicios ecosistémicos, frente a la ocurrencia de un evento (o serie de eventos) de disturbio o frente a la influencia crónica de un factor de estrés, en ambos casos de origen natural o antrópico. Esa susceptibilidad es considerada a través de la capacidad de utilización de SE comprometida y la capacidad de recuperación (resiliencia) de esos SE frente a posibles disturbios (Figura 2, módulo 2).

Se supone que la vulnerabilidad socioambiental de un píxel (“V”) varía en forma directamente proporcional a la oferta de servicios ecosistémicos demandada por y accesible para la sociedad

(ICU, ver ítem “Capacidad de utilización de SE”) sujeta a pérdida por la transformación agrícola, pecuaria o forestal del ecosistema, e inversamente proporcional a la capacidad del sitio para recuperar sus funciones a partir de su eventual transformación agrícola y abandono (resiliencia, “R”), según:

$$V = \frac{ICU}{R}$$

En este contexto, “R” consiste en un índice que varía en forma inversa con la erodabilidad potencial (“E”) y con el tiempo de regeneración (“TR”) del ecosistema dominante después de su transformación, y en forma directa con la cobertura relativa de ecosistemas no transformados o poco modificados en torno al mismo (“C”), capaces de actuar como refugios de biodiversidad y fuentes de propágulos para la recuperación postagrícola del ecosistema, según:

$$R = e \left(1 - \frac{E_x - E_{min}}{E_{max} - E_{min}} \right) + t \left(1 - \frac{TR_x - TR_{min}}{TR_{max} - TR_{min}} \right) + c \frac{C_x - C_{min}}{C_{max} - C_{min}}$$

donde, “e”, “t” y “c” son factores (0-1) que representan el peso relativo de la erodabilidad, tiempo de regeneración y cobertura del ecosistema en el entorno, respectivamente).

Evaluación de capacidad funcional

Las funciones ecosistémicas no sólo poseen distinta relevancia como soporte de SE (Tabla 1), sino que poseen distinta importancia para ser consideradas en el marco de procesos de ordenamiento territorial. Esa importancia depende fundamentalmente del conocimiento disponible para vincular atributos estructurales locales y del contexto de los ecosistemas con su capacidad funcional, y de la capacidad técnica e información disponible para caracterizar la distribución de esos atributos dentro del área de interés. De acuerdo a esos criterios, a continuación se plantea una serie de indicadores y modelos de funciones consideradas importantes para la evaluación de la capacidad de los ecosistemas para realizar algunas funciones ecosistémicas relevantes.

Secuestro y contenidos (“stocks”) de carbono

Por lo general, la capacidad de secuestro de carbono (C) es definida como la masa neta anual de C adicionada a los sumideros existentes. Esa tasa parece muy poco relevante en relación con los contenidos de carbono edáfico de los ecosistemas poco intervenidos (en el orden de 1‰ anual; confrontar Jobbágy y Jackson 2000 y Janssens et al. 2005) y con la pérdida de C edáfico ocasionada por el uso agrícola y forestal (Post y Kwon 2000, Naidoo et al. 2008). Por tal razón, el C almacenado en la materia orgánica del suelo es considerado aquí como un “proxy” aceptable de las funciones de regulación del contenido de C atmosférico. Los valores de referencia sobre contenido de C edáfico propuestos para los análisis de escala más gruesa (Tabla 1) fueron tomados de Jobbágy y Jackson (2000) para bosques y pastizales, y de Euliss et al. (2006) y de Bridgham et al. (2006) para humedales. De forma alternativa, para esta escala pueden usarse valores georreferenciados en base a la distribución de tipos de suelos (Global Soil Data Task Group 2000, Batjes 2005). Para las escalas más finas (1:250000-1:50000), el contenido de C puede obtenerse a partir de mapas de suelos digitalizados de Argentina (INTA y Aeroterra S.A. 1995, SAGyP et al. 2009). Una limitante

importante del uso de esta información, es que los valores de C en suelos con alguna aptitud agrícola generalmente derivan de caracterizaciones realizadas en sitios agriculturizados y que ya han perdido una porción significativa de su materia orgánica original.

Los contenidos de carbono en la biomasa adoptados aquí se basan sobre los procedimientos recomendados por el IPCC (Ruesch y Gibbs 2008). Una comparación de procedimientos de estimación alternativos y sus limitaciones ha sido recientemente realizada por Goetz et al. (2009).

Balance hídrico

Puede obtenerse a partir de estadísticas y mapas publicados sobre la distribución espacial y temporal de las precipitaciones en el territorio argentino (Rodríguez et al. 2009) y de mapas digitalizados de evapotranspiración mensual y anual del territorio argentino (Bianchi 2009, Di Bella y Paruelo 2010). La evapotranspiración relativa por tipo de ecosistema ha sido adoptada de Rockström et al. (1999).

Control de erosión

El control de la erosión hídrica de una cobertura vegetal dada puede ser estimada como la diferencia porcentual entre la erosión esperada para un determinado tipo de suelo, pendiente y régimen de lluvias sin cobertura vegetal y la erosión esperada en presencia de la correspondiente cobertura vegetal, usando los modelos USLE (Wischmeier y Smith 1978) o RUSLE (Renard et al. 1996). Este enfoque ha sido aplicado para el mapeo de servicios ecosistémicos provistos por pastizales en un área de la Pampa Austral (Lattera et al. 2009). La vulnerabilidad a la erosión hídrica en base al modelo USLE ha sido mapeada para el territorio argentino por Orúe et al. (2007). Un procedimiento análogo que puede aplicarse para la valoración del control de erosión eólica es la Ecuación Universal de Erosión Eólica (WEQ et al. 1965). No obstante, para aquellos casos donde la disponibilidad de información es insuficiente para la aplicación de la WEQ, la función de control de la erosión eólica puede considerarse como directamente proporcional a los valores de erodabilidad asociados a los distintos grupos de suelos (WEG, ver tablas en U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service 2007).

Amortiguación de inundaciones

Tanto los humedales como los canales de los cursos de agua y sus planicies de inundación actúan como reservorios capaces de atenuar los picos de inundaciones aguas abajo. El tipo de vegetación de las planicies de inundación y zonas ribereñas puede influenciar la estabilidad de los bancos y la geomorfología de los canales y sus planicies de inundación (Montgomery y Wohl 2004). Si bien esa geomorfología posee una influencia decisiva sobre el comportamiento de las inundaciones, las relaciones funcionales cuantitativas entre ese comportamiento y el tipo de cobertura de las planicies y ambientes ribereños son de difícil cuantificación y no hemos encontrado descripciones apropiadas de las mismas. La influencia de los humedales sobre la intensidad de las inundaciones depende fundamentalmente de su capacidad de almacenaje en relación al volumen del agua de inundación, de su proximidad a las zonas de desborde, y de la capacidad de almacenaje por humedales, cursos de agua y planicies de inundación aguas arriba (Hauer y Smith 1998, Sheldon et al. 2005). Si bien la influencia de la vegetación sobre esta función no ha sido bien cuantificada, existen bases teóricas para su consideración junto a los atributos geofísicos a través de métodos de valoración multicriterio como el propuesto por Achinelli et al. (Capítulo 21 de este libro).

Protección de acuíferos por cobertura (PAC)

La vegetación natural protege la calidad de los reservorios de agua subterránea frente a su eventual contaminación por agroquímicos en caso de ser reemplazados por cultivos agrícolas. Por consiguiente, dentro de un análisis de grano grueso, la cobertura natural o seminatural en zonas de recarga y con capacidad de uso agrícola provee un servicio de protección potencial de “1”. Para un análisis de mayor resolución, se considera que esa función de protección varía dentro de las áreas con capacidad de uso agrícola según factores edáficos y geomorfológicos que condicionan la lixiviación “in situ”. Como criterios para ponderar la influencia de esos factores sobre la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación pueden utilizarse aquellos considerados por el índice DRASTIC (Aller et al. 1985), según:

$$PAC = m \times \frac{ID_i}{ID_{max}}$$

donde “m” es un factor que refleja el riesgo de contaminación de los acuíferos asociado al tipo de cobertura (desde m=1 para los cultivos que demandan un mayor uso de agroquímicos de fácil lixiviación, hasta m=0 para altas coberturas de vegetación permanente), “ID_i” es el índice DRASTIC en el píxel “i”, e “ID_{max}” es el máximo valor de referencia de ese mismo índice.

Protección aguas superficiales

Para el análisis a escala de grano grueso, se supone que una franja de 30 m de vegetación ribereña permanente (bosques o pastizales en buena condición) adyacente a las vías de drenaje y otros cuerpos de agua superficial, consigue reducir los niveles de sedimentos, nitrógeno y fósforo transportados por escurrimiento superficial del agua de lluvia y consolidar el banco del cauce en forma sustantiva (Parkyn 2004). Para una escala de grano intermedio puede suponerse que la variación espacial en protección de aguas superficiales por las franjas de vegetación ribereña (FVR) depende fundamentalmente de los factores que controlan la carga de sedimentos y nutrientes transportados por escurrimiento superficial hasta cada punto (píxel) adyacente a las franjas. De esta forma, la función de protección de los píxeles ribereños puede ser valorada mediante la relación entre el área de la FVR y su correspondiente área colectora (Dosskey et al. 2002), ponderada por la erodabilidad del área colectora. Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro) modelaron la influencia de la configuración espacial de coberturas y usos de la tierra a escala de cuencas sobre la carga de nutrientes que alcanza las FVR integrando modelos empíricos y mecanicistas mediante SIG. A fin de integrar la contribución de los humedales a esta función, se supone que la capacidad de protección frente a la exposición por distintos contaminantes es bien reflejada por su capacidad de retención de N y se aplica un modelo exponencial en el que la capacidad de retención de N aumenta en forma más que proporcional con el tamaño del humedal y con el ingreso de N (NL) desde el área colectora. Para las aplicaciones a escala de grano grueso, NL puede ser considerada como constante (Trepel y Palmeri 2002), en tanto que para las aplicaciones con mayor resolución, NL puede calcularse y mapearse a partir de otros modelos basados sobre el uso de la tierra dentro de las áreas colectoras [ver Orúe et al. (Capítulo 10 de este libro)]. Si bien este tipo de aproximaciones supera en complejidad los requerimientos de un protocolo orientado a establecer pautas de ordenamiento territorial, es factible reducir esa complejidad mediante el ajuste de metamodelos a las predicciones de modelos complejos (Kleijnen 1979).

Regulación hídrica (infiltración)

La contribución de los acuíferos al flujo de aguas superficiales (caudales de base) es considerada como un buen indicador del servicio de regulación hídrica de una cuenca (Egoh et al. 2008). Sin embargo, al depender tanto de factores biológicos como climáticos, geomorfológicos y edáficos, esa contribución no refleja la influencia del tipo de ecosistema y del uso de la tierra sobre la regulación hídrica. El tipo de cobertura es capaz de incidir sobre la estabilidad de los caudales y de los reservorios a través de su influencia sobre la proporción de agua de lluvia infiltrada, pero la influencia de un mismo tipo de cobertura varía con la intensidad de la tormenta, con atributos físicos del suelo y con la topografía. Como un indicador de la función de regulación hídrica, en este protocolo se propone utilizar la proporción de agua de lluvia infiltrada frente a tormentas modales o con una recurrencia dada, siguiendo el método de la curva-número del Soil Conservation Service (ver tablas en Muñoz-Carpena y Parsons 2003) debido a su sensibilidad al tipo de cobertura vegetal y a su interacción con propiedades del suelo y la pendiente del terreno (Orúe et al. 2007, Laterra et al. 2009).

Regulación de poblaciones clave

Al proveer refugio a distintos tipos de predadores, se espera que el mantenimiento de bordes y parches de vegetación permanente (i.e., bosques, arbustales y pastizales) dentro de los paisajes agrícolas facilite con frecuencia la biorregulación de poblaciones de plagas y de malezas de los cultivos, en comparación con paisajes agriculturizados en su totalidad (paisajes complejos vs. simples) (Booman et al. 2009). En una reciente revisión, Bianchi et al. (2006) concluyeron que los niveles poblacionales de los predadores aumentan con claridad con la complejidad del paisaje, aunque las consecuencias de ese aumento sobre la presión de las plagas sobre los cultivos sólo se trasladan en una proporción de esos casos. Frente a la ausencia de modelos cuantitativos de esta función, aquí se supone que el aporte de cada píxel de bosque o pastizales en bordes y parches dispersos dentro de paisajes agrícolas (aquellos con al menos 25% de cobertura de cultivos) es inversamente proporcional a su cobertura, tomando un valor máximo relativo (1) entre 1 y 20% de bosques y pastizales, un valor intermedio (0.5) entre 20 y 75%, y un valor nulo para paisajes con menos de 25% de cobertura de cultivos.

Mantenimiento de diversidad de especies

La influencia de la diversidad de especies sobre la variación del funcionamiento y provisión de SE dentro de distintos tipos de ecosistemas ha sido motivo de muchos estudios que, en balance, arrojan un efecto positivo para casi todos las propiedades analizadas (Balvanera et al. 2006). Si bien esas variaciones en la diversidad de especies dentro de un mismo tipo de ecosistema poseen alta relevancia para orientar decisiones de manejo de los ecosistemas a escala de sitio, su consideración escapa al nivel de información con el que normalmente se puede contar para la toma de decisiones sobre uso de la tierra. En cambio, la influencia de la diversidad de especies sobre la variación de la capacidad funcional entre ecosistemas se encuentra mayormente implícita dentro de cada una de las funciones e indicadores propuestos. Existen, sin embargo, otros descriptores de la biodiversidad no implícitos en otras funciones e indicadores, capaces de contribuir a la provisión de SE a través de su valor de existencia [valor intrínseco y valor sociocultural; ver Penna et al. (Capítulo 4 de este libro)]. En la escala de grano grueso, la función de mantenimiento de especies emblemáticas o amenazadas puede considerarse como proporcional al número de

especies emblemáticas y de aquellas reconocidas bajo distintas categorías de amenaza (IUCN 2009, Baillie et al. 2004) esperado en el sitio (píxel).

Provisión de hábitats para especies amenazadas

La presencia-ausencia de esas especies en un píxel puede estimarse de acuerdo a mapas de distribución por especies construidos en base a avistajes directos o a modelos de preferencias de hábitat. Las valoraciones de grano fino deberían corregir este indicador tomando en cuenta la influencia del contexto espacial de cada píxel, a través de: a) el tamaño y aislamiento del parche al que pertenece el píxel, b) el nivel de rareza del tipo de ecosistema (% de la superficie original), y c) su representación en el sistema nacional de áreas protegidas.

Atractividad recreativa del paisaje

Las preferencias que manifiestan distintos individuos y grupos humanos por determinados ambientes para su recreación resultan de la interacción entre la composición del paisaje y las actitudes o valores de los distintos grupos de interés (Kaltenborn y Bjerke 2002). Los métodos usados por la economía ambiental para valorar el servicio recreativo de un determinado punto de interés (e.g., el costo de viaje, evaluación contingente) exigen ser aplicados a cada caso particular (Willis y Garrod 1993, Vanslebrouck y Van Huylenbroeck 2003) y al reflejar básicamente la valoración actual y no potencial poseen una generalidad escasa para ser usados en este protocolo. El potencial recreativo del paisaje ha sido explorado mediante modelos basados sobre la opinión de expertos, en encuestas sobre preferencia visual o en la distribución espacial de descriptores de idoneidad para determinadas actividades (Kliskey 2000, Campbell et al. 2005), los que sin embargo, no satisfacen la generalidad requerida para ser usados en este protocolo. Una posible aproximación al desarrollo de modelos suficientemente generales consistiría en el ajuste de modelos de regresión del flujo turístico a un rango amplio de paisajes, con diversos descriptores de ese paisaje a distintas escalas de observación (e.g., cobertura de distintos tipos de ecosistemas, índice de diversidad de paisaje, índice de relieve), incluyendo como covariables algunos posibles modificadores de la influencia de esos descriptores (e.g., densidad poblacional de la localidad, distancia a grandes centros urbanos, distancia al foco de interés turístico más próximo).

Entre otros indicadores y modelos de capacidad funcional relevantes para este protocolo pero pendientes de desarrollo cabe destacar los correspondientes a las funciones de ciclado de nutrientes, la detoxificación de aguas superficiales, el almacenaje de agua en suelo, la formación de suelo, la protección de ambientes costeros, el mantenimiento de la diversidad de especies y la conexión biológica de paisajes fragmentados.

Simulaciones

Mediante la integración a formato SIG de los modelos, funciones e indicadores que componen los dos módulos de este protocolo, ECOSER puede dar origen a modelos espacialmente explícitos para la simulación de la distribución de la provisión, oferta y utilización de SE, así como de la vulnerabilidad ambiental asociada a la pérdida de esos servicios. Entre las principales aplicaciones de esos modelos, puede mencionarse: a) la identificación de los tipos de ecosistemas, funciones, tipos de SE y parámetros que confieren mayor sensibilidad a la capacidad de utilización de los SE (U) y la consiguiente vulnerabilidad ambiental (V) en cuencas u otras áreas de estudio particulares,

y b) la evaluación de las consecuencias de distintos escenarios de uso de la tierra (planificados y no planificados) sobre U y V.

APLICACIÓN

Como ejemplo de aplicación de este protocolo nos basamos sobre un análisis de provisión de SE para los pastizales remanentes en una pequeña ventana seleccionada en la zona de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral al sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Latterra et al. 2009, Figura 3). Los servicios considerados corresponden a la recarga de acuíferos, calidad de los acuíferos, regulación de caudales e inundaciones, calidad de agua superficiales y producción ganadera y producción agrícola. Las capas de información georeferenciada necesarios para el cálculo de las funciones y servicios ecosistémicos fueron procesadas e integradas en un SIG, con una resolución de 90 x 90 m, aplicando el aporte relativo de funciones ecosistémicas por SE (matriz B) consignado en la Tabla 2.

Frente al déficit actual de conocimientos disponibles para la ponderación objetiva de las distintas funciones que soportan la provisión de servicios ecosistémicos, éstos fueron aproximados mediante la opinión consensuada de los autores en torno a un grupo restringido de funciones y de servicios ecosistémicos para el desarrollo de un ejemplo de aplicación (Tabla 2). Una encuesta ampliada a otros expertos podrá modificar o confirmar los valores de esta tabla para futuras versiones del protocolo.

Tabla 2. Matriz B. Valoración del aporte relativo de cada función (filas) a cada servicio (columnas). 0: aporte bajo o despreciable, y 1: para la/s función/es que ejerce/n la máxima contribución dentro de cada servicio (las celdas en blanco tienen un valor cero que se omite aquí para facilitar la identificación de las celdas con valores no nulos). Sólo se consignan las contribuciones relativas de las funciones ecosistémicas para los servicios ecosistémicos evaluados en el ejemplo de aplicación (ver Figura 4).

Servicios Ecosistémicos →		Regulación climática	Protección / atenuación de inundaciones	Recarga de lagos y embalses	Mantenimiento capacidad hidroeléctrica	Recarga de acuíferos	Calidad aguas superficiales	Tratamiento efluentes (TE)	Calidad del acuífero	Calidad del aire	Producción agrícola	Producción ganadera	Producción maderas nativas	Producción bosques implantados	Capturas o producción pesca comercial	Provisión otras materias primas	Provisión germoplasma	Provisión de caza, pesca y recolección	Provisión de hábitats spp. Amenazadas	Recreación	No uso
Funciones Ecosistémicas ↓																					
1-	Secuestro de carbono en suelo																				
2-	Secuestro de carbono en biomasa																				
3-	Balance hídrico																				
4-	Control de erosión						1				0,6	0,3									
5-	Ciclado de nutrientes y detoxificación																				
7-	Protección de acuíferos por cobertura					1			1												
8-	Protección de aguas superficiales						1														
9-	Infiltración	1				1	0,3		0,6		1	1									
10-	Protección de ambientes costeros																				
11-	Regulación de poblaciones clave																				
12-	Mantenimiento de diversidad de especies																				
13-	Provisión de hábitats / especies amenazadas																				
14-	Formación de suelo																				
15-	Almacenaje de agua en suelo																				
16-	Atractividad del paisaje																				

En este caso, además de la provisión relativa de la sumatoria de los SE en los píxeles ocupados por pastizales, también se incluye la provisión conjunta de SE en las áreas cultivadas (Figura 3b). En este ejemplo, ante el desconocimiento de la valoración social de cada SE la provisión de los distintos SE se ponderó de manera equitativa y se la supone equivalente a la oferta de SE.

Debido a que la población humana presente en el área seleccionada es escasa y dispersa, a efectos de ilustrar el análisis de la capacidad de utilización de SE y de la vulnerabilidad ambiental de SE se simuló la presencia un núcleo poblacional (Figura 3c) con una distribución de densidades arbitraria. Para calcular los índices de capacidad de utilización de cada SE en cada píxel consideraron las funciones ecosistémicas más asociadas a cada servicio y con mayor capacidad de propagación espacial. Con ese criterio se consideró que dentro del sitio de estudio: a) el servicio de regulación de caudales e inundaciones se propaga de forma direccional siguiendo la pendiente del terreno, en correspondencia con la función de infiltración del agua de lluvia (y su complemento, la escorrentía superficial) con una extensión de cuatro píxeles, b) la influencia de la infiltración sobre la recarga de los acuíferos se propaga en forma isotrópica y con una mayor extensión (10 píxeles) que la influencia de la protección por cobertura, c) la propagación espacial del servicio de mantenimiento o mejoramiento de calidad de las aguas superficiales sigue la dirección de las pendientes y se asocia en mayor medida al control de erosión (4 píxeles) que a la infiltración, d) el SE de mantenimiento de la calidad del acuífero se propaga isotrópicamente dependiendo de la función de protección

por cobertura a una escala de 10 píxeles, y e) los SE de producción agrícola y de producción ganadera se propagan isotrópicamente con una extensión superior a la escala del sitio de estudio. Estos supuestos sobre el radio de propagación de las funciones asociadas y de la fracción de la población beneficiada (accesibilidad) fueron establecidos con el único propósito de ilustrar posibles resultados de la aplicación de este protocolo y dada su arbitrariedad, los resultados obtenidos a partir de su aplicación son sólo válidos para ese fin.

Los resultados muestran un contraste claro entre la distribución espacial de la oferta conjunta de SE (Figura 3b) y de su utilización (Figura 3c) debido a la influencia de los SE con menor propagación espacial en relación a la distribución espacial de la demanda. El mapa de vulnerabilidad (Figura 3d) permite identificar los sitios donde se conjuga una capacidad elevada de utilización de la oferta conjunta de SE pero una baja resiliencia, o en otros términos, una susceptibilidad alta a la pérdida de SE valorados y utilizados por la sociedad. En este caso, los sitios con mayor vulnerabilidad coinciden con los pastizales remanente próximos a la población, con baja resiliencia debido a su erodabilidad (pastizales serranos sobre las mayores pendientes) o con alta oferta del servicio de recarga y del servicio de protección de los acuíferos (i.e., pastizales remanentes en áreas más bajas) (Figura 3e).

CONCLUSIONES Y PROYECCIONES

Los procesos de desarrollo socioeconómico conducen a una diferencia marcada entre las escalas espaciales y temporales dentro de las cuales se perciben las ganancias económicas y las pérdidas de los beneficios provistos por los ecosistemas a la sociedad (bienes y servicios ecosistémicos, SE). Con frecuencia, ese desajuste espacio-temporal en la expresión de beneficios y costos es argumentado como una de las principales causas de la pérdida progresiva y generalizada de SE que caracterizan a los patrones de desarrollo no sustentable (Cumming et al. 2006). El desajuste entre la escala de los procesos ecosistémicos subyacentes a la provisión sustentable de SE y la escala en la que generalmente operan las instituciones encargadas de reunir conocimiento, planificar, legislar e impulsar el desarrollo es otro factor que aumenta la vulnerabilidad de los SE (Folke et al. 2007).

La capacidad actual para orientar el desarrollo sustentable del territorio rural argentino se encuentra tanto o más limitada por el escaso nivel de integración y síntesis del conocimiento disponible sobre procesos y funciones ecosistémicas y sociales que por la necesidad de generar un conocimiento más profundo de esos procesos. El protocolo ECOSER intenta incorporar las valoraciones biofísicas y sociales de los ecosistemas y sus servicios al contexto de ordenamiento territorial, ofreciendo además una alternativa y/o complemento a las valoraciones estrictamente monetarias. Sin embargo, su aplicabilidad a la planificación del uso de la tierra depende aún de un trabajo y diálogo interdisciplinario y gubernamental que propicie en primer lugar la disponibilidad, accesibilidad y uso de la información básica. Esto es, la identificación de las necesidades de información específica, la utilidad de la información existente y la existencia de recursos que permitan generar información adecuada a las necesidades del contexto de ordenamiento territorial. De este modo, además de su utilidad como soporte para la toma de decisiones sobre la base del conocimiento disponible, mediante el reconocimiento de sus supuestos implícitos y explícitos, ECOSER puede ser usado para el reconocimiento de prioridades de investigación.

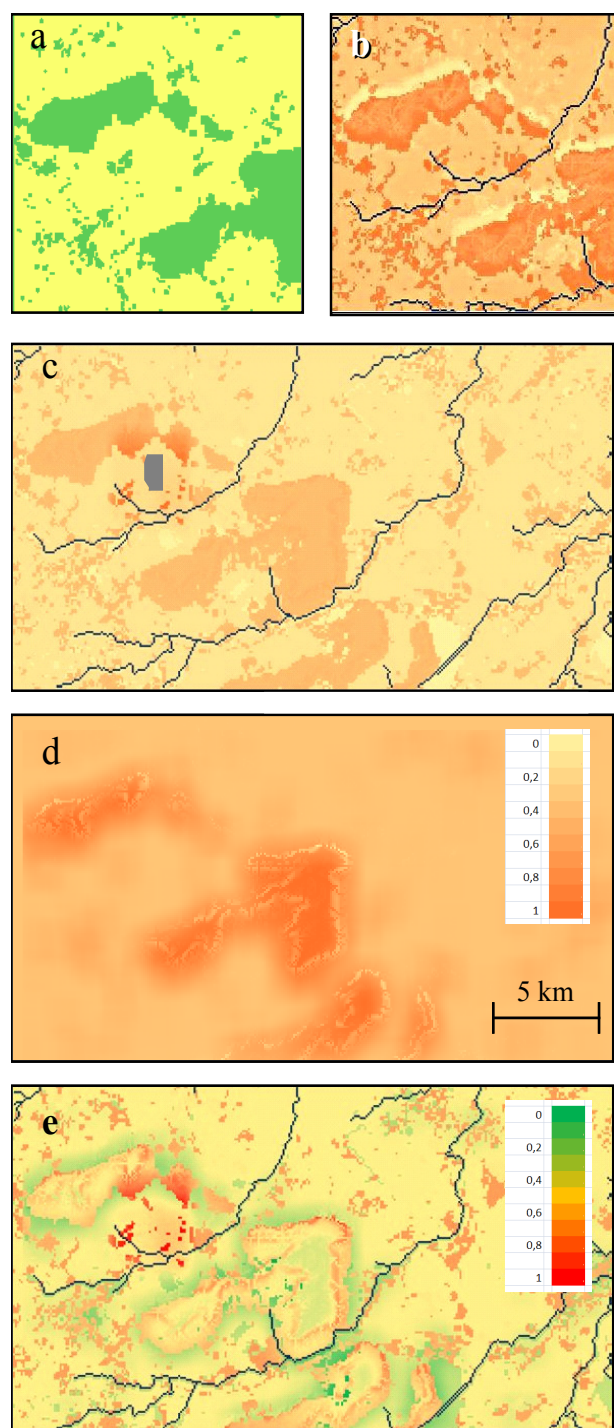


Figura 3. Distribución espacial de la vulnerabilidad a la pérdida de servicios ecosistémicos (SE) en un sector de transición entre la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (e) y algunas de las capas de información que intervienen en su evaluación: a) cobertura de pastizales (en verde) y de cultivos (en amarillo), b) provisión conjunta de servicios ecosistémicos, c) índice de capacidad de utilización de la oferta de SE, y d) índice de resiliencia. Los parches de pastizal más grandes corresponden a pastizales serranos, las líneas oscuras corresponden a arroyos, y el polígono gris de la figura c) corresponde a un núcleo poblacional simulado. Todos los mapas expresan valores normalizados (0-1); la escala de la paleta de colores superior corresponde a los cuadros b), c) y d) y la escala inferior corresponde al cuadro e). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el INTA, la Universidad Nacional de Mar del Plata y el FONCyT (PICT04 No. 20-25532). Se agradecen los comentarios críticos de N. Maceira, O. Fernández, J. Paruelo, P. Balvanera, E. Viglizzo, G. Rótolo, M. Achinelli, S. Perucca, F. Acosta, L. D'Agnino, J. Volante y M.J. Mosciaro.

BIBLIOGRAFÍA

- Aller, L., T. Bennett, J. Lehr y R. Petty. 1985. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution. Pp. 157.
- Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart. 2004. IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Balvanera, P., A. Pfisterer, N. Buchmann, J. He, T. Nakashizuka, et al. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Batjes, N.H. 2005. ISRIC-WISE global data set of derived soil properties on a 0.5 by 0.5 degree grid (Version 3.0). Report.
- Bianchi, A. 2009. Atlas Climático Digital de la Republica Argentina. www.inta.gov.ar/prorenea/info/resultados/atlas_climatico_arg/atlas_clima_arg.htm (último acceso: 05/11/2010).
- Bianchi, F., C. Booij y T. Tscharntke. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273:1715-1727.
- Boletta, P.E., A.C. Ravelo, A.M. Planchuelo y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Booman, G., P. Laterra, V. Comparatore y N. Murillo. 2009. Post-dispersal predation of weed seeds by small vertebrates: Interactive influences of neighbor land use and local environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:277-285.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Boyd, J. y L. Wainger. 2003. Measuring Ecosystem Service Benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. Resources for the Future Discussion Paper:02-63. www.rff.org/documents/RFF-DP-02-63.pdf (último acceso: 05/11/2010)
- Bridgham, S., J. Megonigal, J. Keller, N. Bliss y C. Trettin. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26:889-916.
- Campbell, J., D. Walker, B. Smid y R. Baydack. 2005. Recreation habitat suitability indices: Key concepts and a framework for application in landscape planning. *Environments* 33:71-88.
- Carreño, L. y E.F. Viglizzo. 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina.
- Chan, K., R. Pringle, J. Ranganathan, C. Boggs, Y. Chan, et al. 2007. When agendas collide: Human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21:59-68.

- Cork, S.J. y W. Proctor. 2005. Implementing a Process for Integration Research: Ecosystem Services Project, Australia. *Journal of Research Practice* 1.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Cumming, G., D. Cumming y C. Redman. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* 11.
- Di Bella, C. y J. Paruelo. 2010. Estimación de la evapotranspiración real en la Región Pampeana. www.evapotranspiracion.org.ar (último acceso: 04/11/2010).
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Dodgson, J., M. Spackman, A. Pearman y L. Phillips. 2001. Multi-Criteria Analysis: a Manual. DETR, Rotherham, UK.
- Dosskey, M.G., M.J. Helmers, D.E. Eisenhauer, T.G. Franti y K.D. Hoagland. 2002. Assessment of concentrated flow through riparian buffers. *Journal of Soil and water Conservation* 57:336-343.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D. Richardson, D. Le Maitre, et al. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127:135-140.
- Euliss, N.H., R.A. Gleason, A. Olness, R.L. McDougal, H.R. Murkin, et al. 2006. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the Total Environment*, 361:179-188.
- Fisher, B. y K. Turner. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.
- Fisher, B., R. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Folke, C., L. Pritchard Jr., F. Berkes, J. Colding y U. Svedin. 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society* 12.
- Global Soil Data Task Group. 2000. Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (IGBP-DIS). [Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics (International Geosphere-Biosphere Programme - Data and Information System)]. Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, EE.UU. www.daac.ornl.gov (último acceso: 04/11/2010).
- Goetz, S., A. Baccini, N. Laporte, T. Johns, W. Walker, et al. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management* 4:2.

Hauer, F. y R. Smith. 1998. The hydrogeomorphic approach to functional assessment of riparian wetlands: Evaluating impacts and mitigation on river floodplains in the U.S.A. *Freshwater Biology* 40:517-530.

INTA y Aeroterra S.A. 1995. Atlas de Suelos de la República Argentina. Sistema de Información Geográfico. CD.

IUCN. 2009. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org (último acceso: 05/11/2010).

Janssens, I.A., A. Freibauer, B. Schlamadinger, R. Ceulemans, P. Ciais, et al. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale—a European case study. *Biogeosciences* 2:15-26.

Jansson, A., C. Folke, J. Rockström y L. Gordon. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: The case of the Baltic Sea drainage basin. *Ecosystems* 2:351-366.

Jobbágy, E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10:423-436.

Kaltenborn, B.P. y T. Bjerke. 2002. Associations between environmental value orientations and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning* 59:1-11.

King, D.M. 1996. Comparing ecosystem services and values. US Department of Commerce. www.darrp.noaa.gov/library/pdf/kingpape.pdf (último acceso: 06/11/2010).

King, D.M. y L. Wainger. 1999. Assessing the Economic Value of Biodiversity Using Indicators of Site Conditions and Landscape Context. University of Maryland Center for Environmental Science. www.ecosystemvaluation.org (último acceso: 04/11/2010).

Kleijnen, J. 1979. Regression Metamodels for Generalizing Simulation Results. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions* 9:93-96.

Kliskey, A.D. 2000. Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use assessment. *Landscape and Urban Planning* 52:33-43.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.

Lattera, P., M.E. Orúe, K.D. Zelaya, G. Booman y F. Cabria 2009. Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. Pp. 128-136 en: Pillar, V.D., S.C. Müller, Z.M. Castilhos y A.V.A. Jacques (eds.). *Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília. Brasil.

Montgomery, D.R. y E.E. Wohl. 2004. Rivers and riverine landscapes. *Developments in Quaternary Science* 1:221-245.

Muñoz-Cárpena, R. y J. Parsons. 2003. VFSMOD-W. Vegetative Filter Strips Hydrology and Sediment Transport Modelling System. Model documentation & users manual version 2.x.

Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. Green, et al. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:9495-9500.

Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4-11.

Odum, H. y E. Odum. 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3:21-23.

Orúe, M.E., P. Lattera y F. Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. Pp. 185-192 en: Rivas, R., A. Grisotto y M. Sacido (eds.). *Teledetección. Hacia un Mejor Entendimiento de la Dinámica Global*. Editorial Martín, Mar del Plata. Argentina.

Parkyn, S. 2004. Review of riparian buffer zone effectiveness. MAF technical paper No. 2004/05. www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/review-riparian-buffer-zone-effectiveness/index.htm (último acceso: 05/11/2010).

Paruelo, J.M., E.G. Jobbágy y O.E. Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4:683-698.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.

Plummer, M.L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:38-45.

Post, W.M. y K.C. Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* 6:317-327.

Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool y D.C. Yoder. 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), USDA Agriculture Handbook Number 703. Washington, D.C. EE.UU.

Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark y M. Engwall. 1999. Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Ecology and Society* 3.

Rodríguez, R., G. Cazenave y G. Galvani. 2009. SIG de Estadísticas Agroclimáticas. Serie 1971-2000. geointa.inta.gov.ar/SIGAGROC (último acceso: 03/11/2010).

Rótolo, G. y C. Francis. 2008. Los servicios ecosistémicos en el "corazón agrícola" de Argentina. Ediciones INTA - Miscelánea 44. Buenos Aires. Argentina.

Ruesch, A. y H.K. Gibbs. 2008. New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map for the Year 2000. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. cdiac.ornl.gov (último acceso: 05/11/2010).

Saaty, T.L. 2006. Rank from comparisons and from ratings in the analytic hierarchy/network processes. *European Journal of Operational Research* 168:557-570.

SAGyP - INTA - Proyecto PNUD ARG/85/019. Con la participación del Instituto de Suelos y EEAs del INTA. Versión Digital Corregida, Revisada y Aumentada (Versión 1.0): Cruzate, G., L. Gómez, M.J. Pizarro, P. Mercuri y S. Banchero. Suelos de la República Argentina. geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D15 (último acceso: 03/11/2010).

Scott, M.J., G.R. Bilyard, S.O. Link, C.A. Ulibarri, H.E. Westerdahl, et al. 1998. Valuation of Ecological Resources and Functions. *Environmental Management* 22:49-68.

Sheldon, D., T. Hruby, P. Johnson, K. Harper, et al. 2005. Wetlands in Washington State. Washington State Dept. of Ecology: Washington Dept. of Fish and Wildlife. www.ecy.wa.gov/biblio/0506006.html (último acceso: 05/11/2010).

Trepel, M. y L. Palmeri. 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecological Engineering* 19:127-140.

U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2007. National Soil Survey Handbook, title 430-VI. soils.usda.gov/technical/handbook/ (último acceso: 04/11/2010).

Van Noordwijk, M., J. Poulsen y P. Ericksen. 2004. Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:19-34.

Vanslebrouck, I. y G. Van Huylenbroeck. 2003. The demand for landscape amenities by rural tourists. Pp. 83-99 en: Van Huylenbroeck, G., y G. Durand (eds.). *Multifunctional Agriculture: A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development*. Ashgate, Aldershot.

Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.

Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.

Wang, Z., B. Zhang, S. Zhang, X. Li, D. Liu, et al. 2006. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 112:69-91.

Willis, K.G., y G.D. Garrod. 1993. Valuing Landscape: a Contingent Valuation Approach. *Journal of Environmental Management* 37:1-22.

Wilson, M. y R. Howarth. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: Establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41:431-443.

Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning *Agriculture Handbook No 537*. US Department of Agriculture, Washington, D.C. EE.UU.

Woodruff, N.P. y F.H. Siddoway. 1965. A Wind Erosion Equation. *Soil Science Society of America Proceedings* 29:602-608.

Zak, M., M. Cabido y J. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.

Capítulo 17

CAMBIO Y EFICIENCIA DE USO DEL TERRITORIO EN EL CHACO ARGENTINO: EL CONFLICTO ENTRE PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA EN DISTINTAS ESCALAS

H. Ricardo Grau^{1,2}, N. Ignacio Gasparri^{1,2} y Marcelo A. Gasparri³

¹Instituto de Ecología Regional, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán. C. C. 34, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Email Grau: chilograu@gmail.com - ²CONICET. ³Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Argentina.

Resumen. La búsqueda de un balance entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza sintetiza muchos de los conflictos entre los diferentes usos del territorio. En el Chaco Semiárido, estos conflictos se reflejan en procesos de cambio acelerados. El oeste de la zona, el Chaco Salteño, ha experimentado la deforestación de mas de 1 millón de ha, despoblación rural y desintensificación de la ganadería tradicional en puestos sobre mas de 5 millones de ha de bosque. Este proceso aumentó de manera significativa la productividad de alimentos y disminuyó la presión sobre ambientes seminaturales no deforestados. En contraste, en el este del Chaco Semiárido (oeste de Chaco y Formosa) las políticas gubernamentales favorecieron la expansión e intensificación de los puestos, lo que implica una progresiva y extensa degradación ambiental con niveles persistentemente bajos de producción de alimentos. En Formosa, un modelo de optimización de asignación de recursos permite observar que para cumplir las metas gubernamentales de aumento de la producción ganadera, la normativa vigente que impide deforestar más de 50% de cada propiedad, contribuye a aumentar los conflictos sociales y reducirá el valor conservacionista del bosque. Sobre la base de estos ejemplos, postulamos que para optimizar el balance entre la conservación de la naturaleza y la producción de alimentos es necesario analizar su interacción en escalas espaciales extensas, y considerar que la agricultura moderna asociada a toma de decisiones orientadas por el mercado puede contribuir al uso eficiente del territorio.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas son afectados por la creciente demanda de “servicios ecosistémicos”, es decir, de las distintas maneras en que la humanidad puede beneficiarse del funcionamiento de los ecosistemas: producción de alimentos, fibras, conservación de la biodiversidad, captación de carbono atmosférico, conservación de suelos, polinización, control de plagas y enfermedades, regulación de regímenes hidrológicos, etc. (DeFries et al. 2004). Esta diversidad de servicios ecosistémicos potenciales implica que para realizar un balance de costos y beneficios de los cambios de uso del territorio tendientes a su optimización, es necesario realizar cálculos complejos, basados sobre información inexistente y difícil de obtener para cada ecosistema.

Sin embargo, una buena parte de esta complejidad y diversidad de servicios puede reducirse a las dimensiones más significativas que impliquen conflictos más notorios. En muchos ecosistemas, la conservación de la estructura de la vegetación natural (por lo general asociada a una biodiversidad mayor) entra en conflicto con la producción de alimentos en sistemas agrícola-ganaderos modernos, que se basan sobre una simplificación e industrialización del uso de la tierra (e.g., plantaciones de soja basadas sobre cultivos transgénicos, producción ganadera a base de pasturas artificiales). Son sistemas donde se produce el grueso de los alimentos del planeta. Este conflicto es clave para la toma de decisiones ya que los aumentos en la producción de alimentos por lo común determinan la reducción en áreas naturales ricas en biodiversidad (Mattison y Norris 2005, Green et al. 2005). Por otro lado, esta dimensión del conflicto captura una buena parte de la variación en los otros servicios. Por ejemplo, deterioros de suelo, control de plagas o polinización, en el mediano o largo plazo deberían verse reflejados en deterioros de la productividad de alimentos. Y la conservación de la biodiversidad en general co-varía con la conservación de biomasa y la regulación de ciclos hidrológicos (DeFries et al. 2004).

El Chaco es una de las ecorregiones neotropicales que conserva extensiones grandes no transformadas a agricultura. Sin embargo, estas áreas extensas distan de ser bosques prístinos, dado que desde principios del siglo XX han sido alterados de forma severa por la ganadería extensiva, la extracción de madera, leña y carbón, y por la caza de subsistencia (muy asociada a la ganadería extensiva) (Bucher y Huszar 1999). Además, durante las últimas cuatro décadas, la ecorregión ha experimentado un proceso de deforestación acelerado. El aumento de las precipitaciones regionales, los avances en la tecnología agrícola (incluyendo la siembra directa y la incorporación de cultivares de soja resistentes a herbicidas de amplio espectro) y la creciente demanda global de alimentos han favorecido que millones de hectáreas de bosque chaqueño hayan sido transformadas a la agricultura moderna en los últimos 30 años (Gasparri et al. 2008). Este nuevo proceso de cambio implica que el conflicto entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza se superpone con un conflicto entre productores modernos capitalistas (orientados a economías globales de mercado) y productores tradicionales (con economías mixtas entre subsistencia y mercados locales). Entre estos últimos se encuentran varias de las principales poblaciones indígenas de Argentina, caracterizadas por niveles de marginalidad y pobreza elevados.

En este artículo presentamos dos estudios de caso en los que se consideran los conflictos potenciales derivados de los cambios recientes y esperables para el futuro cercano en el uso del territorio, y que tratan de contribuir a la búsqueda de soluciones de compromiso que maximicen los beneficios en términos de producción de alimentos y conservación de la naturaleza.

AJUSTE AGRÍCOLO-GANADERO EN EL CHACO: TENDENCIAS EN PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO

Desde principio de los años '70, el proceso más dramático de cambio de uso y cobertura del territorio en el Chaco ha sido la deforestación para expansión de cultivos anuales (e.g., porotos, trigo, maíz, sorgo, y en su mayoría, soja). Esto ha implicado la eliminación de casi 6 millones de hectáreas de bosque chaqueño en el subtrópico de Argentina durante ese período (Gasparri et al. 2008). El sector norte del Chaco argentino (este de la Provincia de Salta, norte de Santiago del Estero, oeste de Chaco y Formosa) comprende 13 millones de hectáreas de la ecorregión chaqueña; esta ecorregión se caracteriza por su elevada biodiversidad, y en consecuencia, por albergar zonas de gran valor conservacionista (TNC y FVS 2008). Aunque más remota en lo geográfico y marginal en lo socioeconómico, esta porción del Chaco ha experimentado procesos similares al resto de la ecorregión durante las últimas décadas. Desde principios de los años '70 se ha producido una expansión agrícola fuerte sobre el bosque (Grau et al. 2005a, Boletta et al. 2006). La expansión de la soja es el principal motor de la deforestación en el área, y esto ha llevado a que sea percibida como una amenaza ambiental importante (Grau et al. 2005b).

La situación del sector norte del Chaco argentino es representativa de procesos característicos de cambios de uso del territorio, movilizadas por la globalización socioeconómica. El grueso de la producción sojera de la región se exporta a China, donde se la usa para alimentos de granja destinados a satisfacer la creciente demanda de proteína animal asociada al aumento del nivel adquisitivo de la población. Otro subproducto muy importante es el aceite vegetal para alimentación humana, típicamente fuera de Argentina. Tomando estos procesos como referencia, y con el objetivo de evaluar la influencia de estos cambios en la eficiencia de uso del territorio (tanto en términos de producción de alimento como de conservación de la naturaleza (Grau et al. 2008), realizamos un análisis de cambio de uso y cobertura del territorio en la región entre principios de la década de 1970 y 2001. Para el análisis, dividimos la región en dos subsectores (Figura 1): el sector oeste (Departamentos San Martín, Rivadavia, Orán, Anta, Metán y Rosario de la Frontera en Salta, y Departamento Pellegrini, en Santiago del Estero) es característico de procesos de cambios de uso del territorio gobernados fuertemente por la economía global de mercado; no existen políticas gubernamentales de colonización, y la expansión agrícola no tiene mayores restricciones legales. En contraste, el sector este del área de estudio (Departamentos Lista, Matacos y Bermejo en Formosa; oeste de los Departamentos Güemes y Brown en Chaco; y Departamentos Copo y Alberdi en Santiago del Estero), fueron menos afectados por la expansión agrícola, experimentaron políticas gubernamentales de fomento de la inmigración para ganadería (principalmente en la Provincia de Chaco) y tienen asentamientos importantes de comunidades indígenas (principalmente, la Provincia de Formosa). El análisis se enfocó en dos tipos principales de uso agrícola ganadero: la agricultura moderna, cuantificada como área deforestada, y la ganadería extensiva a monte, cuantificada sobre la base de los puestos ganaderos, que se pueden observar con facilidad en la imágenes satelitales Landsat.

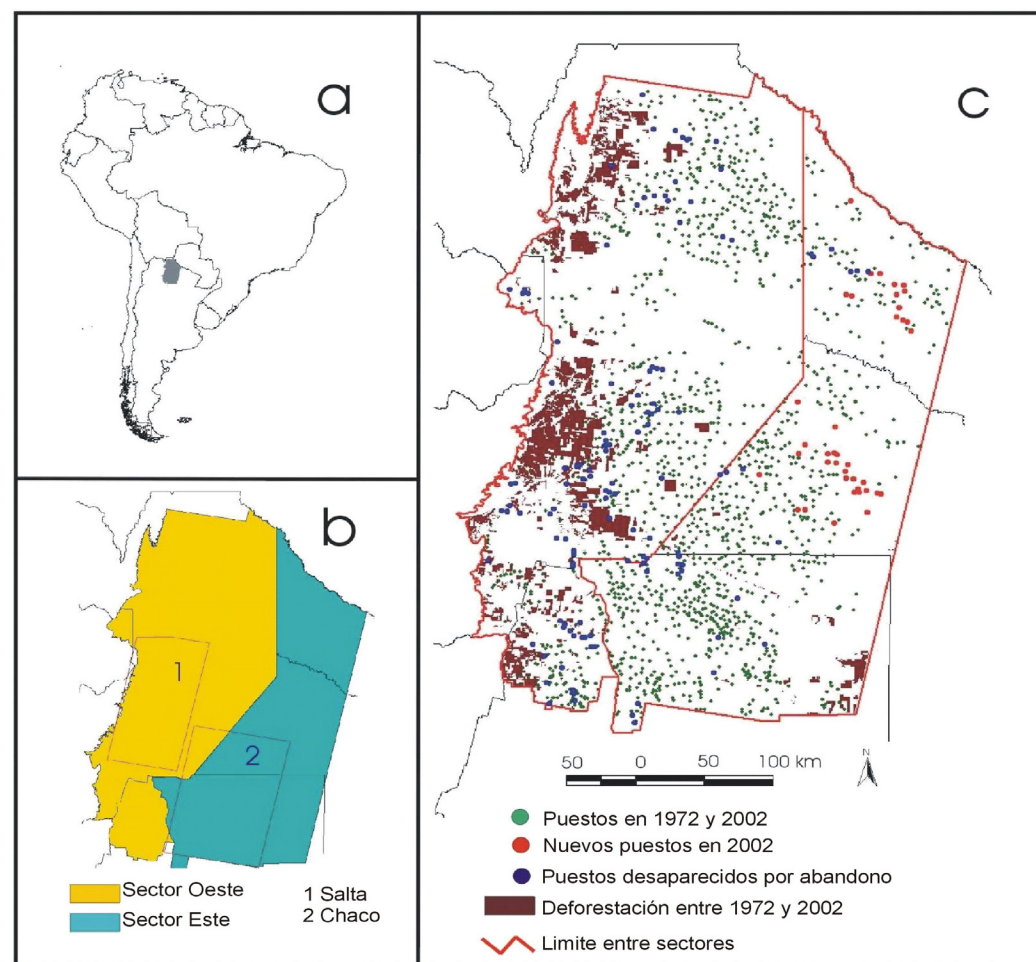


Figura 1. (a) Ubicación del estudio de caso 1; (b) ubicación de los sectores este y oeste del análisis, indicando zonas de análisis mas detallado de cambio en los tamaños de puestos; (c) mapeo de puestos nuevos, desaparecidos y que permanecieron entre principios de los 70 y 2001 (Modificado de Grau et al. 2008). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Los resultados del análisis de imágenes satelitales y estadísticas gubernamentales mostraron que las dos subregiones difieren mucho en los patrones de cambio de uso del territorio durante el período de estudio. En la región este (menos afectada por la expansión agrícola) se abandonaron 25 puestos ganaderos, pero se agregaron 39 puestos nuevos. Además, en un análisis detallado de un sector del área de estudio (Figura 1b) se observó que 63% de los puestos ganaderos del sector este aumentaron su área de influencia o intensa degradación ambiental (cuantificada como la superficie de suelo desnudo en las imágenes Landsat). En contraste, en el sector oeste la expansión agrícola implicó la eliminación de algo menos de un millón de hectáreas de bosque; pero en los 6 millones de ha de bosque remanente, los puestos ganaderos se redujeron en número y tamaño del área intensamente afectada (Figura 1, Tabla 1). Las estadísticas ganaderas reflejan el mismo proceso. Mientras la cantidad de cabezas de ganado se incrementó en 131% en los departamentos del sector este, en el sector oeste se redujo en 5%; además, en este sector, las pasturas implantadas aumentaron en 91000 ha. Esto refleja un proceso de intensificación de la producción ganadera que también tiende de forma progresiva a incorporar más forrajes derivados de cultivos (e.g., maíz y sorgo). La demografía humana también difirió. En el oeste, la

reducción en el número de puestos se asoció con una reducción de 4% en la población rural de los departamentos considerados, mientras que en los departamentos del sector este, la población rural aumentó 17% (Tabla 1). Estos cambios en uso del territorio y en la demografía humana tuvieron impactos importantes en la eficiencia de producción de alimentos. En el sector oeste, el incremento de la superficie agrícola dominada por la soja llevó al área a una productividad media de 65.6 kg de proteínas por ha, comparado con sólo 8.4 kg/ha en el sector este. Si suponemos que toda la producción agrícola se destina a alimento de cerdos (el uso mas generalizado de la soja de exportación), el sector oeste, en promedio, produce más del triple por hectárea que el sector este, en términos de “producción potencial de carne” (Tabla 1).

Tabla 1. Cambios en los dos sectores de análisis (Grau et al. 2008). Las cabezas de ganado se expresan en unidades animales (combinando distintos tipos de ganado). La productividad de proteínas promedia para cada sector la producción estimada de los distintos cultivos y manejos ganaderos, ponderados por el área que ocupan. La producción potencial promedio de carne considera producción vacuna en el área de estudio, y alimentación de porcinos mediante productos agrícolas. Los datos de estadísticas gubernamentales se refieren a la totalidad de los Departamentos que incluyen el área de estudio.

Variable	Sector oeste	Sector oeste
Área (ha)	7475683	5954263
Nuevos puestos	0	39
Puestos abandonados	99	25
Puestos aumentando tamaño	8%	63%
Puestos reduciendo tamaño	91%	34%
Cabezas de ganado 1960	523000	446000
Cabezas de ganado 2001	496000	1077000
Pasturas 1960 (ha)	19000	4500
Pastura 2001 (ha)	110000	13000
Población rural 1970	113500	68200
Población rural 2001	108679	79600
Deforestación	808521	55073
Productividad promedio de proteínas (kg/ha)	65.6	8.4
Productividad potencial promedio de carne (kg de peso vivo/ha)	54.1	16.7

En síntesis, el sistema de producción sobre la base de puestos, que degrada de manera severa la vegetación (Blanco et al. 2005) y la diversidad de macromamíferos (Altrichter y Boaglio 2004), es muy ineficiente para producir alimentos. Por ejemplo, para producir la cantidad de carne que hoy producen los 4.7 millones de ha circundantes a los puestos ubicados a menos de 5 km de distancia, sólo se requieren 150000 ha de soja. Por otra parte, en el sector donde se expande la agricultura moderna (que genera una producción de alimentos mucho mayor) parece experimentar una disminución de la intensidad del uso ganadero, expresado en la densidad de puestos. Seguramente, esto implica una reducción en el deterioro ambiental producido por la ganadería extensiva y la caza de subsistencia. El estudio muestra que el Chaco Semiárido puede estar experimentando un proceso de “ajuste agrícola” (según Mather y Needle 1998), donde la producción se concentra en los sitios más productivos (en este caso, reflejados como sitios de mayores precipitaciones) (Grau et al. 2005), mientras que las áreas marginales para la producción

sufren una baja en su nivel de intensidad y provee oportunidades potenciales para restauración y conservación de la naturaleza. El estudio no considera otros factores que deberían analizarse para tener una visión mas completa de uso del territorio (e.g., degradación de suelos por agricultura, contaminación hídrica y atmosférica por agroquímicos y fertilizantes, o efectos de largo plazo en las napas freáticas). Sin embargo, los patrones observados sugieren que la agricultura moderna puede jugar un rol importante en el logro de un balance entre la conservación de la naturaleza y la producción de alimentos para una población global en crecimiento.

El caso particular del este salteño presenta algunos interrogantes. La disminución en la intensidad ganadera observada en el oeste de Salta ¿es un proceso de largo plazo? ¿O es, en cambio, sólo un estado transitorio hacia un reemplazo total por sistemas agrícolas modernos? Esto depende de muchas variables, pero dos de los aspectos potencialmente influyentes en este sentido son el futuro de la ganadería tecnificada sobre la base de pasturas artificiales y el rol del gobierno sobre la expansión de la frontera agropecuaria. Los datos sobre deforestación en el este de Salta durante el periodo 2002-2007 indican una aceleración fuerte de la deforestación, fomentada por factores económicos y políticos (Gasparri y Grau 2009). Esto sugiere que la deforestación continuará avanzando, al menos en los próximos años. En la siguiente sección exploramos cómo la expansión de la ganadería moderna en Formosa puede generar conflictos por el uso del espacio según la escala en la cual se diseñan las políticas territoriales.

MODELANDO CONFLICTOS ENTRE USO FORESTAL TRADICIONAL POR COMUNIDADES CAMPESINAS Y EXPANSIÓN AGROGANADERA EN FORMOSA

Como reacción a esta dicotomía de producción de alimentos vs. conservación de la naturaleza han surgido diferentes posturas político-económicas que buscan conjugar ambos aspectos en la implementación de regulaciones sobre la expansión de las actividades agropecuaria. Una de las aproximaciones que se señala como necesarias para resolver los conflictos emergentes es el ordenamiento territorial participativo. Este método aborda el problema en la escala regional y también en un nivel institucional alto (gobiernos provinciales y nacionales). El ordenamiento territorial es un enfoque promisorio, pero buena parte de los intentos de implementación tienden a subestimar algunos problemas. En primer lugar, el ordenamiento territorial implica que habrá sitios (propiedades) dedicados por completo a la conservación, y otros sitios destinados enteramente a la producción. Los propietarios inhabilitados para la producción pueden reclamar compensaciones por los costos de oportunidad, lo que requiere transferencias de recursos y esquemas impositivos y de subsidios complejos. En segundo lugar, la eficacia de los procesos participativos puede debilitarse por asimetrías en el acceso al poder de distintos grupos y actores sociales. Por último, los ordenamientos requieren un insumo considerable de información sobre el estado de los recursos naturales, que en muchas ocasiones no está disponible.

Como alternativa a los ordenamientos territoriales es común que se trate de resolver el problema en la escala de propiedad. Así, se establecen reglamentaciones referentes a los patrones locales de deforestación (retención de parches o corredores de vegetación natural) y/o a la proporción de cada propiedad que puede ser transformada a la actividad productiva. Este tipo de medidas se utiliza en varias provincias de Argentina (i.e., Formosa y Santiago del Estero), y es la base de

la reglamentación para la deforestación en Brasil. Esta clase de política territorial es de más fácil legislación, implementación, control, y se presenta como equitativa para el sector productivo al no discriminar las limitaciones de uso según ubicación geográfica. Esta política se basa sobre las superficies a conservar, pero de manera más o menos independiente de su localización geográfica. En consecuencia, descansa parcialmente sobre un supuesto (falso) de similitud espacial (localización y configuración) en la capacidad de prestar servicios ambientales.

Las consecuencias de esta última aproximación para la regulación de la expansión agropecuaria fueron analizadas en el oeste de la Provincia de Formosa (Gasparri 2008). En esa provincia, la principal actividad económica es la cría de ganado bajo monte y en pastizales naturales, con una capacidad de carga en los sitios más aptos de 0.1 y 0.4, respectivamente. Estos valores están por debajo de los estándares modernos de productividad ganadera como consecuencia de la baja productividad primaria accesible para el ganado y de las difíciles condiciones de manejo (Glatze 2000). Para incrementar la producción ganadera, el gobierno de la Provincia de Formosa lanzó un plan ganadero con el objetivo de duplicar las existencias de ganado en toda la provincia (hoy en día, 1.3 millones de cabezas, de las cuales casi 500000 están situadas en los departamentos del oeste), promoviendo la mejora de la sanidad animal, la implantación de pasturas y la construcción de mataderos y otra infraestructura. A su vez, se han asumido ciertos compromisos para la conservación del ambiente y el reconocimiento de los derechos de los pueblos aborígenes de la región. La provincia inició la zonificación de sus bosques para adherirse a la nueva legislación de bosques nativos. Sin embargo, hasta el presente la reglamentación vigente (decreto provincial N° 51) sólo establece que en “suelos con aptitud silvopastoril” puede desmontarse hasta un 50% de la superficie de monte para la siembra de pasturas.

Se elaboró un modelo de programación lineal multiobjetivo (“Goal Programing”) (Buongiorno y Gilles 2003) para evaluar los costos ambientales necesarios para alcanzar la meta productiva propuesta, bajo dos esquemas alternativos de regulación de la deforestación (con y sin restricción en el nivel de predio). Este modelo permite calcular la asignación óptima de la superficie bajo distintos usos para cumplir con varios objetivos a la vez. En este caso el modelo busca la forma de alcanzar la meta productiva (cabezas de ganado), alejándose lo menos posible de la situación actual (es decir deforestando lo menos posible y minimizando el efecto negativo sobre áreas prioritarias y/o de uso tradicional). El modelo incluyó un gradiente de producción asociado a las características del suelo y a su aptitud para la implantación de pasturas. Para describir este gradiente de manera cuantitativa se utilizó el índice de productividad de las diferentes unidades cartográficas del Atlas de Suelos de la República Argentina correspondientes a la Provincia de Formosa. Este índice representa una proporción del rendimiento máximo potencial de los cultivos más comunes y ecotípicamente adaptados a la región bajo un determinado nivel de manejo. En el caso de las pasturas implantadas, tomando como referencia a Glatze (2000), se estableció una carga animal ideal (1.1 UA/ha) (UA=unidades animales) y se le asignó máximo valor del índice de productividad encontrado en el área de estudio. Las cargas animales se ajustaron de manera lineal descendiente para los valores más bajos del índice. Es decir que si el valor del índice de productividad es un 50% más bajo que el máximo observado, entonces la carga animal también será un 50% inferior. De forma análoga se trató a la carga animal en bosque y pastizales, tomando como cargas animales de referencia 0.1 UA/ha y 0.4 UA/ha, respectivamente (Gasparri 2008).

Si bien en el modelo se incluyeron varios aspectos ambientales, aquí se hará referencia a la superficie deforestada total y en áreas de interés para la conservación o uso tradicional de las

comunidades Wichi. Por tradición, el pueblo Wichi realizaba un uso de los recursos basado sobre la caza y recolección de productos del bosque (e.g., chaguar o algarroba). La utilización de los recursos era función de la movilidad para acceder a diferentes unidades del paisaje según la época del año. En la actualidad, las comunidades se encuentran dispersas a lo largo de todo el territorio de la provincia y, en general, ocupan áreas comunales con títulos de propiedad asignados por la administración pública. Si bien estas propiedades no están exentas de los procesos de degradación de los recursos, por lo general se encuentran en mejor estado de conservación que las áreas circundantes. La disponibilidad de superficies se estimó a partir de procedimientos de sistemas de información geográfica (SIG), empleando coberturas de tipo de vegetación, áreas prioritarias para la conservación identificadas por diferentes iniciativas (AICAS de Birdlife, Gran Chaco Americano de Fundación Vida Silvestre y TNC) y mapa de comunidades Wichis incluyendo el área de influencia definida como 5 km a la redonda de cada comunidad. Los cálculos fueron realizados para distintas metas productivas (cabezas de ganado) bajo los supuestos de aplicación y no aplicación de la restricción en el nivel de propiedad.

Los resultados mostraron que sin la aplicación de la restricción de 50% de la propiedad, la región puede alcanzar una meta máxima de 1.5 millones de cabezas mediante la implantación de pasturas que elevan la productividad hasta 1.1 UA/ha en los lugares más aptos. Para ello es necesario deforestar 1.63 millones de ha (0.61 millones ha en sitios valiosos para la conservación), pero no es necesario realizar ganadería de monte o remplazar bosques de uso comunal. Además, sólo se afectarían con ganadería extensiva 0.5 millones de ha de pastizales naturales. Para alcanzar la misma meta productiva aplicando la restricción del 50% en cada propiedad, la producción ganadera debe desplazarse hacia las zonas menos productivas del oeste por no existir espacio suficiente en el este. El área que es preciso deforestar es similar (1.58 millones de ha), pero aumenta 25% la deforestación necesaria en sitios valiosos para la conservación (0.86 millones de ha), se deben deforestar 20000 ha en tierras comunales, y se hace necesaria la ganadería de

monte (1.02 millones de ha) y sobre pasturas naturales, afectando con ganadería extensiva 1.5 millones de ha (Tabla 2).

Tabla 2. Resultado del modelo donde se indican las superficies necesarias de los diferentes usos para obtener metas crecientes de producción (cabezas de ganado). Los resultados representan la forma de cumplir con las metas productivas alejándose lo menos posible de la situación de referencia (i.e., no deforestar y no hacer ganadería extensiva).

* La superficie total de pasturas implantadas en áreas deforestadas incluye las áreas de uso comunal, áreas prioritarias y áreas sin conflicto identificado.

Escenario	Usos para producción ganadera	Cabezas de ganado						
		250000	500000	750000	1000000	1250000	1500000	1565000
Sin restricción	Pasturas implantadas en áreas deforestadas (Total) * (ha)	158409	402391	741341	1004975	1349995	1638357	1749838
	Pasturas implantadas en áreas prioritarias deforestadas (ha)	0	0	8989	198071	342818	610378	628701
	Pasturas implantadas en áreas de uso comunal deforestadas (ha)	0	0	0	0	0	0	0
	Bosque con ganadería extensiva (ha)	0	0	0	0	0	0	0
	Bosque sin ganadería extensiva (ha)	3094418	2850436	2511486	2247852	1902832	1614470	1502989
	Pastizales naturales con ganadería extensiva (ha)	303439	445347	463754	463754	470824	508748	528112
	Pastizales naturales sin ganadería extensiva (ha)	1233993	1092085	1073678	1073678	1066608	1028684	1009320
Con restricción	Pasturas implantadas en áreas deforestadas (Total) * (ha)	144225	446311	748566	1074230	1319630	1582760	1626414
	Pasturas implantadas en áreas prioritarias deforestadas (ha)	0	45821	245491	499960	700701	859710	877859
	Pasturas implantadas en áreas de uso comunal deforestadas (ha)	0	0	0	0	0	19445	57617
	Bosque con ganadería extensiva (ha)	0	0	4485	215994	429451	102200	1626413
	Bosque sin ganadería extensiva (ha)	3108602	2806516	2499776	1962603	1503746	567867	0
	Pastizales naturales con ganadería extensiva (ha)	404561	463754	487599	546043	977923	1490360	1537432
	Pastizales naturales sin ganadería extensiva (ha)	1132872	1073678	1049833	991389	559509	47072	0

Los resultados sugieren que la restricción a la deforestación en el nivel de propiedad no representa diferencias importantes en la superficie total deforestada para obtener la misma meta productiva, pero propicia una asignación ineficiente del uso de la tierra en la escala regional al fomentar más deforestación en sitios con conflictos de uso. Se disminuyen los servicios ecosistémicos del bosque para las comunidades indígenas en particular y para la sociedad en general. Adicionalmente, aunque el modelo empleado no es espacialmente explícito, resulta fácil inferir que para superficies similares deforestadas, la aplicación de la restricción de 50% en el nivel de propiedad generará un paisaje de bosque más fragmentado y, por lo tanto, con mayores limitantes respecto a sus funciones de conservación.

Aunque los resultados son dependientes de los supuestos del modelo y del nivel de ajuste que pueda tener con los sistemas reales, el trabajo sirve para mostrar con claridad que una medida que busca proteger los recursos naturales en la escala local puede terminar siendo contraproducente en escalas más extensas (regional), en especial cuando están presente gradientes productivos. Para lograr un uso eficiente del territorio no se deberían realizar extrapolaciones directas de una escala a otra, y es ineludible abordar la planificación a escalas regionales o de paisaje.

CONCLUSIONES

La creciente demanda de alimento derivada del aumento de población y consumo obliga a buscar soluciones de compromiso entre los distintos servicios ecosistémicos. El conflicto más significativo tiene lugar entre la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza, y en estos dos aspectos se resumen buena parte de los distintos servicios (DeFries et al. 2004, Grau y Aide 2008). Los estudios de caso descritos en este capítulo ponen en evidencia que las soluciones de compromiso pueden resultar contraintuitivas y que las soluciones de optimización en la escala de predio pueden resultar subóptimas en escalas geográficas extensas. La deforestación (con fuerte reducción de la biodiversidad local) para cultivos de soja, puede asociarse a procesos de desintensificación de ganadería extensiva y de recuperación del bosque en la escala regional mediada por la emigración rural. Es llamativo que la deforestación para expansión agrícola se asoció con una oportunidad para la conservación vinculada al proceso de “ajuste agrícola”, pero que hasta el momento parece estar siendo desaprovechada. Las políticas de restricción de área deforestada en el nivel predial en Formosa tienden directamente a desfavorecer este ajuste agrícola, y no sólo promueven más deforestación en áreas de interés para la conservación o con uso tradicional, sino también un paisaje más fragmentado en la escala provincial. Ambos ejemplos muestran que el uso del territorio es un sistema complejo con no linealidades y cambios de patrones según la escala de análisis. Todo esto hace imprescindible que existan esfuerzos técnico-científicos que reconozcan esta complejidad a fin de identificar los aspectos más relevantes para optimizar la toma de decisiones.

Los ejemplos presentados también sirven para indicar que los sistemas agrícolas modernos pueden ser mucho más eficientes que los sistemas tradicionales en producir alimentos, algo absolutamente necesario, aunque no suficiente, para la sustentabilidad ecológica del planeta. Por eso, todo análisis de eficiencia de uso del territorio debe considerar a la agricultura moderna como parte de la ecuación de optimización. En este contexto, las formas de manejo ganadero más tecnificadas que no impliquen deforestación completa (e.g., prácticas de manejo silvopastoril),

pueden también contribuir al uso eficiente del territorio. Las formas tradicionales de uso de la tierra (incluyendo aquellas llevadas a cabo por comunidades indígenas) pueden merecer una valoración cultural, pero debe reconocerse que no son sinónimos de uso sustentable de los ecosistemas y con frecuencia están relacionadas con malas condiciones de alimentación, educación y salud. En ocasiones, como el sistema de puestos ganaderos, pueden implicar costos ecológicos en extremo elevados para la sociedad en su conjunto, a cambio de unos beneficios limitados en términos de producción de alimentos y condiciones socioeconómicas. La emigración rural de las zonas de puestos, presumiblemente hacia áreas urbanas, puede tener implicancias negativas por sus efectos disruptivos de las comunidades locales, pero también puede implicar, en el mediano plazo, mejoramientos sustanciales en las condiciones de vida de los migrantes (Polése 1998, Grau et al. 2007). Esto debería ser tenido en cuenta en las políticas de planificación territorial.

La planificación territorial en escalas geográficas extensas brinda mejores oportunidades de optimizar distintos beneficios de los ecosistemas, incluyendo una mejor conservación de la naturaleza asociada a mayor producción de alimentos, y una reducción de potenciales conflictos entre los distintos actores sociales y grupos étnicos. Procesos no planificados, en parte derivados de mecanismos de mercado (e.g., el “ajuste agrícola”; es decir, la concentración de la producción en los suelos más productivos) puede también contribuir a la recuperación de ecosistemas naturales en simultáneo a una alta producción agropecuaria (Mather y Needle 1998).

Los esfuerzos de ordenamiento territorial de la actualidad en Argentina plantean algunas oportunidades de balance de costos y beneficios, pero tienen al menos cuatro limitantes importantes: 1) su enfoque en la escala de provincias limita la planificación en la escala de ecorregiones; 2) la rigidez de los mapas resultantes limita la evolución de pautas de manejo a medida que las necesidades, la disponibilidad de información, los costos y beneficios, y las condiciones climáticas cambien (algo que con seguridad ocurrirá en las próximas décadas); 3) es muy difícil asegurar la participación y la inclusión de los intereses de los diferentes sectores de la sociedad, en especial de aquellos más relegados o con menor capacidad de negociación; y 4) es común que prevalezcan criterios políticos (aduciendo practicidad) por sobre criterios técnicos (señalados como complicados y/o impracticables). Los cambios acelerados que experimenta el Chaco argentino implican importantes conflictos de uso del territorio: conservación vs. producción de alimentos; capitalistas modernos vs. indígenas tradicionales; provincias vs. nación, etc. Para la resolución de estos conflictos es

necesario considerar que se está ante un problema complejo que requiere ser comprendido desde la investigación técnico-científica, y esto es frecuentemente sub-valorado en los esquemas actuales de ordenamiento territorial. Para lograr madurez en la planificación territorial basada sobre el concepto de eficiencia de uso del territorio se debe pasar a una etapa en la cual, en lugar de sostener posturas unilaterales promovidas por las distintas partes involucradas en los conflictos, se intente encontrar soluciones de compromiso mediante enfoques cuantitativos. En este esquema, el enfoque técnico-científico debe orientar y definir los márgenes donde se pueden establecer los acuerdos políticos sobre el uso del territorio, y no a la inversa. Los dos casos de estudio presentados en este capítulo ejemplifican cómo el análisis cuantitativo de costos y beneficios en escalas espaciales extensas puede contribuir con ese objetivo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado con un proyecto de la Agencia Argentina de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2006 #1693). Pablo Yapura fue de gran ayuda en el estudio de caso

de Formosa para la elaboración del modelo de programación lineal y en la interpretación de los datos. Marcelo Nosetto y Jorge Mercau enriquecieron con valiosas críticas y sugerencia la primera versión del artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- Altricher, M. y G.I. Boaglio. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116:217-225.
- Blanco, L., F. Biurrun y C. Ferrando. 2005. Niveles de Degradación de la Vegetación del Chaco Árido. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. Pp. 11.
- Boletta, P.E., A.C. Ravello, A.M. Planchuelo y M. Grillo. 2006. Assessing deforestation in Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.
- Bucher, E.H. y P.C. Huszar. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* 57:97-108.
- Biongiorno, J. y J.K. Gilles. 2003. *Decisión Methods for Forest Resource Managment*. Academic Press. Pp. 439.
- DeFries, R.S., J.A. Foley y G.P. Asner. 2004. Land use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:249-257.
- Gasparri, M.A. 2008. Asignación optima del uso de la tierra con programación multiobjetivo en el oeste de la provincia de Formosa. Trabajo final para el Grado de Ing. Forestal. Fac. de Cs. Agrarias y Forestales. UNLP. Argentina.
- Gasparri, N.I. y H.R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina. *Forest Ecology and Management* 258:913-921.
- Gasparri, N.I. y H.R. Grau. 2006. Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. Pp. 442-446 en: Brown, A.D., et al. (eds.). *Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Gasparri, N.I., H.R. Grau y E. Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11:1247-1261.
- Glatze, A. 2000. Compendio para el manejo de pasturas en el Chaco. El lector, Chaco, Paraguay. Pp. 188.
- Grau, H.R. y T.M. Aide. 2008. Globalization and land use transitions in Latin America. *Ecology and Society* 13. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/ (último acceso: 18/11/2010).
- Grau, H.R., T.M. Aide y N.I. Gasparri. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid

ecosystems of Argentina. *Ambio* 34:267-268.

Grau, H.R., N.I. Gasparri y T.M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* 14:985-997.

Grau, H.R., N.I. Gasparri y T.M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of northwest Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.

Grau, H.R., N.I. Gasparri, M. Morales, A. Grau, E. Aráoz, et al. 2007. Regeneración ambiental en el noroeste argentino. Oportunidades para la conservación y restauración de ecosistemas. *Ciencia Hoy* 17:46-60.

Green, R.E., S.J. Cornell, J.P. Scharlemann y A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.

Mather, A.S. y C.L. Needle. 1998. The forest transition: theoretical basis. *Area* 30:117-124.

Mattison, E.H.A. y K. Norris. 2005. Bridging the gaps between agricultural policy, land use, and biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 20:610-616.

Polèse, M. 1998. Economía Urbana y Regional. Introducción a la Relación entre Territorio y Desarrollo. Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica. Pp. 438.

The Nature Conservancy (TNC), Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco (DeSdel Chaco) y Wildlife Conservation Society Bolivia (WCS). 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina.

Capítulo 18

APLICACIÓN DE ANÁLISIS MULTICRITERIO- MULTIOBJETIVO COMO BASE DE UN SISTEMA ESPACIAL DE SOPORTE DE DECISIONES PARA LA PLANIFICACIÓN DEL USO SUSTENTABLE DEL TERRITORIO EN REGIONES FORESTALES. CASO DE ESTUDIO: LOS BOSQUES NATIVOS DE LA PROVINCIA DE SALTA

Daniel J. Somma^{1,8}, José Volante², Leónidas Lizárraga¹, Miguel Boasso³, María J. Mosciaro², María C. Morales Poclava², Martín Abdo⁶, Silvana Castrillo⁵, Juan P. Zamora⁴, Keith Reynolds⁷ y Javier Ramos⁵

¹Administración de Parques Nacionales. Email Somma: djsomma@yahoo.com.ar
- ²INTA EEA Salta. - ³INTA OIT Morillo - ⁴INTA IPAF NOA - ⁵Universidad Nacional de Salta - ⁶Sub. Sec. Agricultura Familiar MINAGRI, Salta - ⁷Servicio Forestal de Estados Unidos, Estación Pacífico Noroeste, Corvallis, Oregon. EE.UU. - ⁸INTA EEA Delta del Paraná.

Resumen. El ordenamiento territorial de bosques nativos en la Provincia de Salta fue implementado acorde a la Ley 26.331. En concordancia con los principios establecidos por la ley para la zonificación fueron definidos cuatro criterios principales de un sistema espacial de soporte de decisiones multicriterio-multiobjetivo. Estos fueron: conservación de cuencas, conservación de la biodiversidad, producción agropecuaria y tierras comunitarias de pueblos originarios y comunidades campesinas (criollos). Cada uno de estos criterios incluyeron de manera jerárquica un conjunto de subcriterios. Sin embargo, los criterios principales no fueron considerados con igual relevancia. El criterio de mayor jerarquía para zonificación fue la conservación de cuencas hidrográficas, que definió el número máximo posible de hectáreas a desmontar por cada cuenca. Luego, las áreas de comunidades indígenas y uso tradicional campesino fueron excluidas de análisis posteriores. En un nivel jerárquico inferior a las cuencas fue diseñado un análisis de localización multiobjetivo del territorio que permitió seleccionar iterativamente las mejores áreas para conservación de la biodiversidad y la producción agropecuaria. El enfoque aplicado contiene una base conceptual y respuestas espaciales de planificación con cierta flexibilidad. Estos son aspectos valorables cuando ocurre el estadio de definiciones en la asignación de usos del territorio.

INTRODUCCIÓN

En la última década, Argentina estuvo inmersa en un proceso intenso de conversión sobre las áreas de bosque nativo que ha actuado en sentido de promover la expansión de la frontera agropecuaria. En particular, este proceso afectó a los bosques del norte del país (Ligier 2006, Volante et al. 2005, Paruelo 2006, Morello y Pengue 2006).

La nueva Ley de Bosques Nativos de Argentina (Ley 26.331: Merenson 2008) sancionada en 2007 definió la obligatoriedad de contar con un plan de ordenamiento territorial (OT) para cada provincia, y definió tres categorías de zonificación: 1-rojo: áreas de mayor interés para la conservación de biodiversidad, 2-amarillo: áreas que permiten manejo forestal sustentable, y 3-verde: áreas que permitirían el desmonte. Si se considera que todas las actividades económicas relacionadas con nuevos planes de aprovechamiento de bosques nativos (incluyendo el desmonte) fueron suspendidas a partir de la promulgación de la ley, este contexto motivó de manera importante a los Estados provinciales a iniciar el ordenamiento territorial. Como otro aspecto de ese contexto cabe consignar la falta de coordinación y de acuerdos entre las provincias acerca de los métodos y los objetivos del OT.

Junto a estas consideraciones generales, este trabajo presenta el análisis de la información relevante para el OT de bosques nativos (OTBN) realizado en Salta (Somma et al. 2009). Salta es la provincia con el mayor remanente de bosque nativo del país (6.2 millones de ha en diciembre de 2009) y es la segunda provincia (precedida por Santiago del Estero) en pérdida de recursos forestales nativos (más de 600000 ha) en el período 1998-2006 (Montenegro et al. 2008). Por ello, es esencial un esquema de planificación que incluya la sustentabilidad de usos de la tierra en las diferentes regiones boscosas de la provincia.

Las regiones boscosas de la Provincia de Salta (Figura 1) comprenden a las ecorregiones de Chaco (7481000 ha), Yungas (3016000 ha) y algunas zonas del Monte y Prepuna (1136000 ha) y constituyeron nuestra área de estudio. Históricamente, los bosques chaqueños y las Yungas han funcionado como un paisaje forestal continuo.

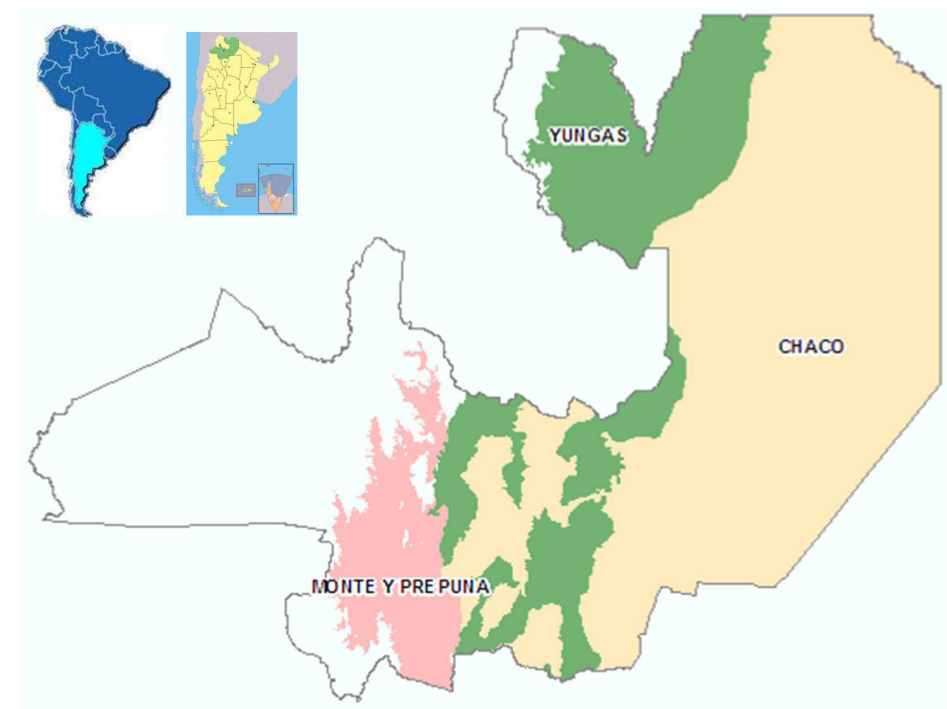


Figura 1. Regiones forestales de Salta. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

El Chaco es un ambiente típico de llanura; sin embargo, también se desarrolla sobre terrenos ondulados y serranías bajas donde se entremezcla en un límite muy difuso con los diferentes ambientes de Yungas.

Las Yungas son ecosistemas de montaña y presentan en Argentina una configuración espacial fragmentaria como península discontinua (Ojeda y Mares 1989, Ojeda 1999, Chalukian 2002). Sólo un ambiente de las Yungas, la selva pedemontana o de transición, se extiende sobre el piedemonte y sobre parte de la llanura aluvial salteña, y se funde en un ecotono amplio con el chaco semiárido (Figura 1). Como resultado de esta configuración espacial, estas dos ecorregiones articulan relaciones intensas entre sí que trascienden sus límites. Por ejemplo, de las 23 especies de macromamíferos registradas en Salta, y si se considera que estas especies requieren territorios extensos, 17 de ellas comparten como hábitat común al Chaco y a las Yungas (García Fernández et al. 1997, Díaz y Ojeda 2000). Desde hace 500 años, esta continuidad espacial fue fragmentada progresivamente debido a conversiones de la vegetación original determinadas por las actividades humanas. En la última década, estos disturbios han incrementado mucho su magnitud debido a conversiones masivas provocadas por la expansión agropecuaria y la ausencia de planificación del sector forestal en la provincia.

La planificación de los recursos forestales es un problema muy complejo debido a la multiplicidad de criterios envueltos en el proceso de toma de decisiones. Por ello, es conveniente encarar la resolución de estos problemas dentro del paradigma de toma de decisión multicriterio (MCDM: "multicriteria decisión making paradigm") (Romero 1993).

Una decisión puede afectar criterios de diferente naturaleza, como: a) aspectos económicos (e.g., madera de aserrío, pasturas, ganado, caza, etc.), b) aspectos ambientales (e.g., erosión del suelo,

captura de carbono, conservación de biodiversidad, etc.), y c) aspectos sociales (e.g., empleo, distribución poblacional, recreación, etc.) (Díaz Baltiero y Romero 2008).

Las decisiones relacionadas con la planificación forestal y los recursos naturales a menudo son complejas y comprenden aspectos que involucran a grupos de interés con prioridades y objetivos diversos. Este problema de decisión es el tipo de conflicto que la investigación sobre toma de decisiones ha caracterizado como un campo específico en el que las sociedades están habitualmente muy mal capacitadas para su resolución. Por lo general, al enfrentarse ante problemas de este tipo, las sociedades intentan utilizar enfoques intuitivos o heurísticos para simplificar la complejidad hasta que el problema aparezca como más manejable (Peterson et al. 2003). En ese proceso de simplificación se puede perder información importante, se podrían descartar puntos de vista alternativos y valiosos, y se podrían ignorar elementos de incertidumbre. Como respuesta a ello, los métodos de análisis de decisión multicriterio han evolucionado como réplica a la comprobada incapacidad de los grupos de interés para analizar de manera eficaz los múltiples canales de información (Kiker et al. 2005).

Los métodos de soporte de decisiones pueden ser usados para analizar la situación de decisión y ayudar al decisor a tomar la mejor decisión, o al menos una satisfactoria. Cada método tiene sus propias características y son convenientes para su aplicación en diferentes tipos de situaciones de decisión (Díaz Balteiro y Romero 2008). Aplicaciones de métodos multicriterio de características variadas pueden ser encontradas en la planificación del manejo de bosques de uso múltiple. Sin embargo, la herramienta específica debería ser elegida en virtud de su capacidad de respuesta para el proceso de planificación considerado (Kangas et al. 2005).

El objetivo del trabajo fue generar una zonificación de los bosques nativos salteños orientada a su ordenamiento según la Ley Nacional Nro. 26.331. Para generar esa zonificación fueron analizadas distintas aplicaciones de modelos de evaluación multicriterio (MEMC) y se consideraron casos de análisis con objetivos conflictivos y jerarquías de criterios conocidas, resueltas bajo la modalidad de solución priorizada (Gómez Delgado y Barredo Cano 2005). Los antecedentes compilados incluyen aplicaciones en distintas escalas: país [Ecuador (Sarkar et al. 2004)], región [varios Estados del noroeste de EE.UU. (Gallo et al. 2005)], y cuencas individuales (Chang y Hsu 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para resolver la zonificación requerida por el OT aplicamos el método de jerarquías analíticas (MJA) (o, en inglés, AHP: “analytic hierarchy process”) (Saaty 1980, 1990, 1994). Jerarquías analíticas es una técnica matemática para soporte de decisiones mediante evaluación multicriterio. El MJA permite tomar decisiones a través de involucrar muchas clases de intereses diferentes, incluyendo la planificación, la definición de prioridades, la selección de alternativas, y la asignación espacial de recursos. La estructura jerárquica (Allen y Starr 1982) busca identificar los aspectos más relevantes y las clases de relaciones que interconectan los dominios temáticos.

En cuanto al marco conceptual para obtener la información de base, la generación de las coberturas digitales se realizó por medio de un enfoque transdisciplinario (van Mansfeld 2003, Papst 2004, Keune 2004). Este enfoque combinó análisis de sistemas de información geográfica

(SIG) y de imágenes satelitales, Biología de la Conservación, Hidrología, Geología, Hidrogeología, Agroecología, Ciencia de Suelos, Ciencias Sociales, Ciencias de la Salud, Economía Rural y Forestal, etc. Esta multiplicidad de fuentes conformaron la base de conocimiento para afrontar el desafío de planificar el territorio (Santé Riveira y Crecente Maseda 2006).

Para diseñar esa estructura jerárquica fueron propuestos inicialmente cinco aspectos principales (denominados potenciales) como dominios temáticos y criterios rectores para planificar el territorio (Figura 2).

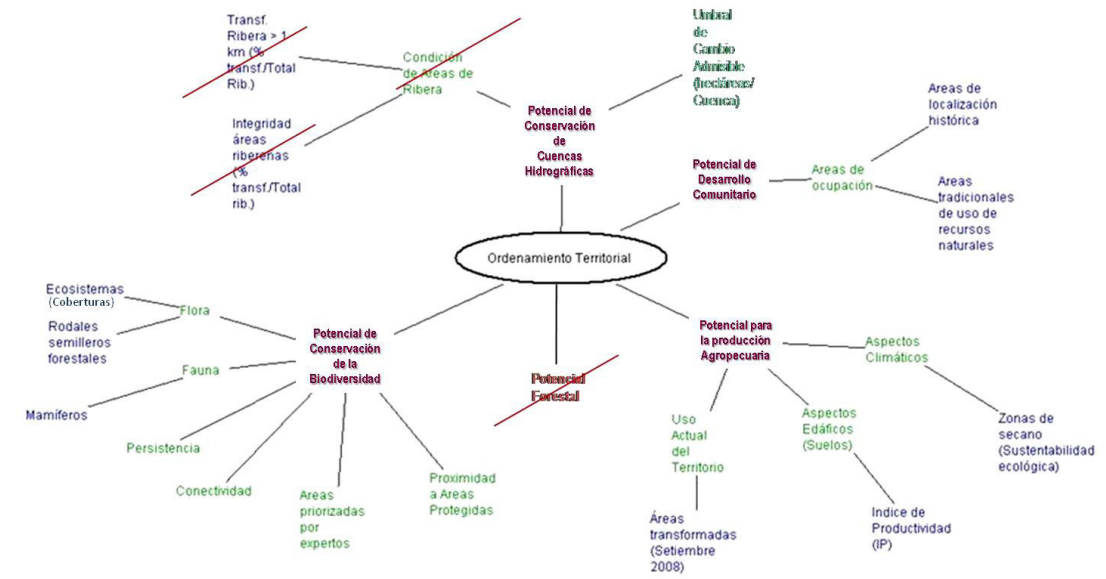


Figura 2. Modelo de evaluación multicriterio (MEMC): extensión a distintos niveles jerárquicos. Los criterios cruzados con la línea roja no fueron incluidos en el modelo final. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Para el análisis multicriterio (Figura 2) desarrollamos jerárquicamente niveles de análisis que agrupaban subcriterios en niveles inferiores. En virtud de la disponibilidad de datos definimos un conjunto “definitivo” de criterios principales para analizar. Los criterios fueron denominados “potenciales” y cubrieron cuatro de los cinco campos temáticos propuestos. Estos fueron: 1) potencial de conservación de cuencas hidrográficas (Paoli et al. 2009) en el máximo nivel jerárquico; luego, y en un nivel jerárquico inferior: 2) potencial de conservación de la biodiversidad, y 3) potencial para la producción agropecuaria. Posteriormente, a modo de una “máscara de corte espacial” para “extraer” y excluir las áreas de uso actual de comunidades criollas y áreas de uso actual y tradicional de pueblos originarios: 4) potencial de desarrollo comunitario. Descartamos el campo temático de los recursos forestales (“potencial forestal”: áreas de bosque nativo con riqueza de especies, estado de conservación y volúmenes maderables susceptibles de manejo silvícola sustentable para proveer a la foresto-industria) por insuficiencia de datos y, dentro del potencial de conservación de cuencas hidrográficas fueron descartados los aspectos de condición de áreas de ribera por insuficiente información de terreno para la verificación.

La combinación de los distintos análisis se realizó de un modo secuencial. Así, en el marco conceptual de análisis multicriterio puede interpretarse que el “potencial de conservación de cuencas hidrográficas” funciona como una restricción. Esta restricción impone límites de superficies disponibles por cuenca al análisis multiobjetivo de asignación de usos para garantizar un “piso” de sustentabilidad hídrica.

Dada la complejidad de los aspectos de conservación de la biodiversidad (2) y producción agropecuaria (3), una descripción detallada de los procedimientos específicos está fuera del alcance de este trabajo. A modo de síntesis presentamos un diagrama ISAC (Goldkuhl 2006), que refleja el enfoque metodológico aplicado para el manejo de la información digital (Figura 3).

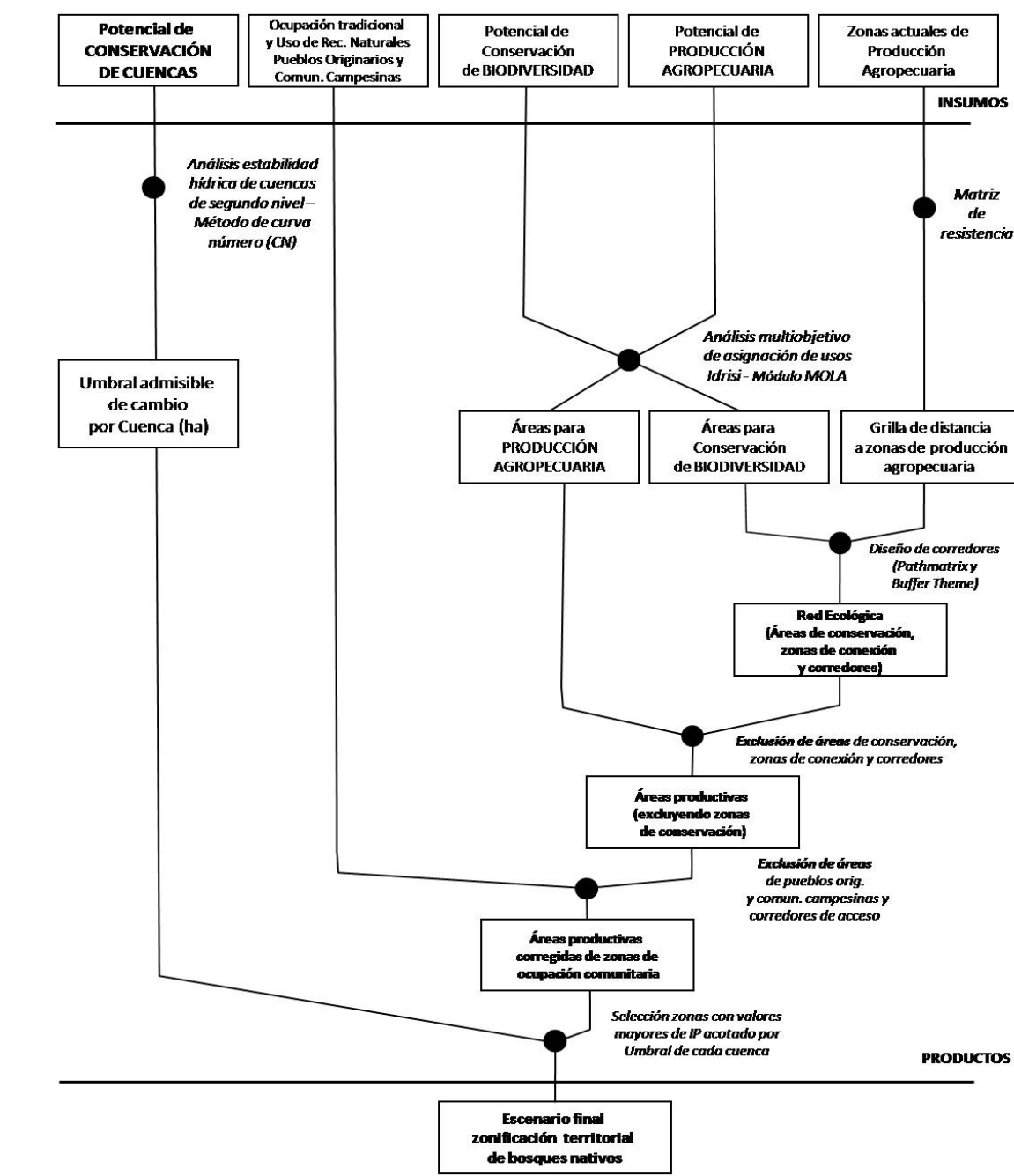


Figura 3. Esquema ISAC del desarrollo aplicado en el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos OTBN.

Evaluación de potencial de conservación de cuencas hidrográficas

El análisis hidrológico se centró en el método de la curva número (CN). Este método es la base para la modelización del flujo hídrico superficial (Garen y Moore 2005). El objetivo fue determinar la condición actual de conservación de las cuencas de segundo nivel de la provincia (Paoli et al. 2009). Para ello, un análisis definió el umbral de cambio admisible (desmonte): el rango de deforestación posible (en hectáreas) a considerar en cada cuenca que no llega comprometer su sustentabilidad hídrica (Orsolini et al. 2000). Se consideró a la cuenca hidrográfica como un área delimitada por un contorno. En su interior, el agua que precipita corre por su superficie, se concentra y pasa por un punto de salida. Se mide en unidades de superficie, [L²] (ha, km²). La cuenca funciona como un colector que por diferencia de nivel conduce el agua desde la parte más alta hacia la salida o parte más baja. Este funcionamiento es complejo y depende fundamentalmente del clima, la topografía, la geología y la vegetación. Si una cuenca puede quedar definida por un área colectora y un punto de salida, se trata de un sistema típico. Si no se pueden definir estos dos puntos, la cuenca debe ser tratada como un sistema hídrico no tradicional (SHNT) o transicional. En estos sistemas, el funcionamiento depende de otros factores además del topográfico y corresponde a zonas de llanura con pendientes muy suaves como la cuenca del sudeste de la Provincia de Salta o los bajos submeridionales del norte de la Provincia de Santa Fe.

La topografía es determinante para señalar la cabecera de cuenca. Desde la parte alta de la cuenca (Figura 4) el agua desciende por diferencia de potencial hacia el punto de salida. Cada cuenca (considerando un sistema típico) tiene una parte alta (cabecera), una parte media (valle) y una parte baja (salida). En este trabajo, y para cada una de las cuencas tratadas, el procedimiento para delimitar las cabeceras de cuencas fue:

1. Determinar los órdenes de los ríos según el método de Strahler (Strahler 1957, Gleyzer et al. 2004)
2. Construir los polígonos en función de la altimetría y la delimitación de cada cuenca
3. Considerar todas las serranías que se hallan en la cuenca: tanto las sierras que son límite topográfico como las serranías de menor altura que están dentro de la cuenca
4. En las serranías detectadas en el punto anterior, se delimitaron las zonas de las nacientes de los ríos que luego conforman los cauces principales teniendo en cuenta los ríos de orden 1, 2 y 3 según las características físicas de cada cuenca
5. Cada cuenca tuvo un tratamiento particular, obteniéndose un polígono tal que el área encerrada entre éste y el límite superior de la cuenca fue considerada la cabecera de cuenca
6. Las zonas de recarga de acuíferos son el sector de la cuenca desde la cual el agua se infiltra en el terreno para continuar escurriendo subsuperficialmente hacia la zona de menor potencial (terreno más bajo)

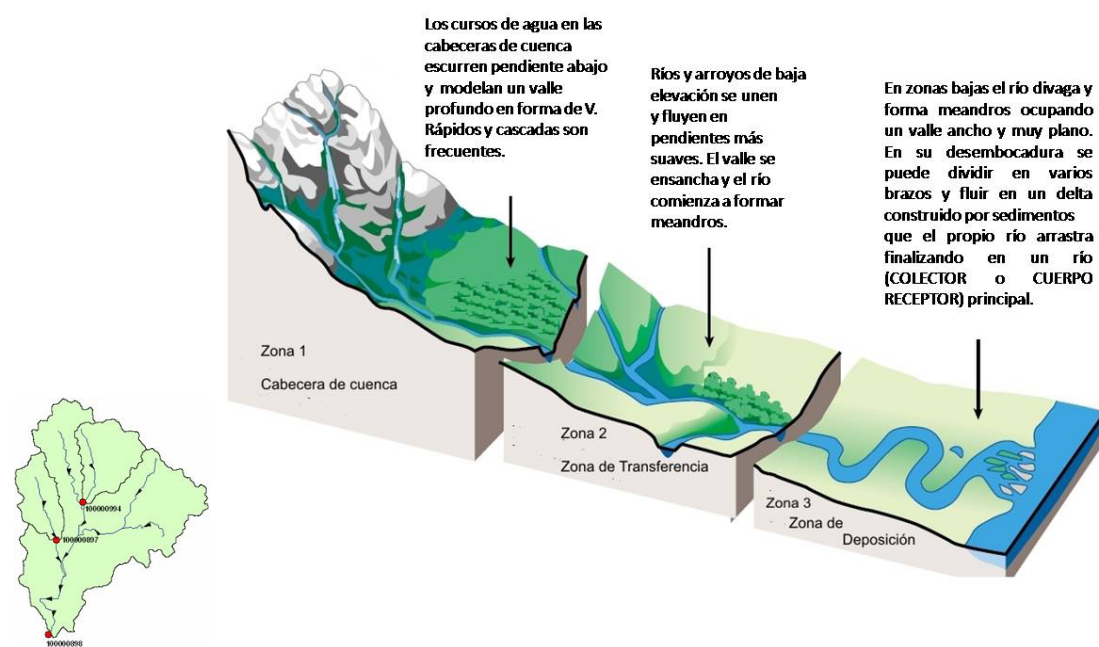


Figura 4. Una cuenca hidrográfica típica: vista tridimensional y en planta. Adaptado de FISRWG (1998). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Para delimitar las zonas de recarga de acuíferos se utilizó un modelo digital de elevación (MDE) desarrollado por nuestro equipo, complementado por imágenes satelitales Landsat TM. Luego se superpusieron ambas fuentes para determinar en cada cuenca i) zonas de quiebre de pendiente, ii) interfaces entre roca y suelo, iii) diferencias de potencial y iv) vegetación diferenciada.

El quiebre de pendiente (zona de piedemonte) indica, en primer lugar, un cambio de velocidad del agua superficial que escurre desde la zona alta de la cuenca. Esto tiene lugar en áreas de gran permeabilidad que, por lo general, coinciden con el inicio de los cursos de segundo orden. Estas zonas son interfaces entre roca y suelo (roca firme, prácticamente impermeable, y suelo como el horizonte compuesto de roca desagregada, porosa, permeable) y se constituyen como un medio poroso. En este medio el agua es capaz de infiltrar y circular hacia niveles de menor energía por la diferencia de potencial. En general, en estas zonas la vegetación comienza a diferenciarse en combinación con la altura sobre el nivel del mar en la que se da la interfaz descrita.

Con estos conceptos se delimitó, analizando de forma interactiva cada cuenca, la zona de recarga de acuíferos a través de un conjunto de polígonos en el SIG. En este análisis (al igual que para cada cabecera de cuenca) el área encerrada entre este polígono y el límite de la cuenca es considerada zona de recarga.

El área admisible de desmonte de las cuencas se definió a través del umbral de cambio admisible (desmonte admisible) que soporta cada cuenca, y se evitaron las situaciones de riesgo hidrológico desde el punto de vista del escurrimiento superficial. En teoría, el complejo suelo-vegetación de la cuenca podría aceptar una modificación (el umbral de cambio admisible o desmonte admisible) tal que su comportamiento en el escurrimiento superficial no presente variaciones. Los fundamentos teóricos surgen del balance hidrológico (BH) para una tormenta (Orsolini et al. 2000):

donde P =precipitación, ΔF =variación del almacenamiento por follaje, ΔS =variación por almacenamiento superficial, I =infiltración, A_s =escurrimiento superficial.

$$P = \Delta F + \Delta S + I + A_s \quad (1)$$

Ecuación 1. Precipitación en la cuenca en función de la cobertura, la infiltración y el escurrimiento (Orsolini et al. 2000).

En esta ecuación, las variaciones ΔF y ΔS son positivas ya que se trata del agua que retiene el follaje y el suelo. Esa retención no puede tomar valores iguales o menores que cero. Por lo tanto, ante una pérdida de cobertura vegetal, ΔF disminuye e implica que hay un volumen de agua precipitada no retenida. Este volumen de agua llega al suelo más rápidamente y con mayor energía cinética que en la condición previa con mayor follaje. Además, con menor cobertura vegetal también hay menos demanda de agua para el crecimiento de los vegetales y menos elementos superficiales que obstaculizan el escurrimiento. Por el contrario, cuanto mayor es la integridad hidrológica de una cuenca (en nuestro caso mayor grado de conservación de la cobertura vegetal), menor es la proporción de precipitación que pasa a escurrimiento superficial (González del Tanago 2007). Expresando la ecuación con el escurrimiento superficial en función de las demás variables:

$$A_s = P - \Delta F - \Delta S - I \quad (2)$$

Ecuación 2. Escurrimiento superficial en la cuenca (Orsolini et al. 2000).

Las variables ΔF y ΔS son positivas con acotación máxima, y teniendo en cuenta que si aumenta la velocidad de llegada al suelo de la precipitación, luego, la infiltración tiende a disminuir, es evidente que aumenta el escurrimiento directo A_s .

El valor de umbral de cambio admisible por cuenca se halló mediante la determinación del escurrimiento directo por el método de curva número (CN). Para efectuar los cálculos se confeccionó una planilla de cálculo (ver Anexo 1). Con esta planilla se calculó para cada cuenca el volumen de agua retenida (S) antes (condición actual) y después de la modificación por desmonte, con el siguiente algoritmo

$$S = (25400 / CN) - 254 \text{ (mm)} \quad (3)$$

Ecuación 3. Escurrimiento superficial en la cuenca (Orsolini et al. 2000).

Los valores de CN están tipificados según la cobertura vegetal y las condiciones de infiltración (Orsolini et al. 2000, Robredo Sánchez 2007). Por ello, a cada cuenca se le asoció un valor de CN ponderado de acuerdo a los tipos de cobertura vegetal existentes, a su área respectiva y a la condición actual (según relevamiento del Laboratorio de Teledetección de la EEA INTA Salta). Posteriormente, se simuló un desmonte parcial, y se disminuyó la cobertura vegetal hasta que cambiara el valor de CN de la cuenca. Para esto es necesario aceptar que ese cambio cuantitativo indica un límite o umbral admisible para el cual la cuenca no compromete su equilibrio en el balance hídrico ya que sigue desagotando sin variar su número de CN.

Por ejemplo, si una cuenca tiene un valor $CN=59$ en su condición actual, luego, por acción del desmonte disminuye su cobertura vegetal en 10% sin cambiar el valor de $CN=59$. Sin embargo, si

el desmonte es de 11%, el CN aumenta a 60. Entonces, el límite (umbral admisible) de desmonte de esa cuenca es 10%. Al disminuir la cobertura vegetal por desmonte en una cuenca cambian las áreas relativas respecto del total de la cuenca. Entonces se adopta el siguiente criterio: de la totalidad del desmonte, 98% es convertido a tierras de uso agropecuario y 2% a áreas impermeables (i.e., construcciones, techos y caminos).

Ese porcentaje de desmonte es la tolerancia máxima de la cuenca (umbral de cambio admisible) a modificaciones (desmonte) en la relación suelo-vegetación sin modificar su capacidad de escurrimiento superficial. El porcentaje de cambio es en relación al área de bosque actual.

Para la determinación de las cuencas se adoptó un límite inferior de 5000 celdas cuadradas de 90 m de lado, lo que equivale a: $8100 \text{ m}^2/\text{celda} \times 5000 \text{ celdas} = 40.5 \text{ km}^2$. El MDE estaba disponible para toda la Provincia de Salta en escala 1:250000 (la escala de detalle mínimo exigida por la Ley 26.331).

El MDE fue desarrollado utilizando los datos de la misión de topografía por radar del trasbordador espacial de EE.UU. (Werner 2001) y consiste en una grilla de 90 x 90 m, en la que cada celda posee un valor promedio de elevación. La pendiente y el aspecto (azimut) de cada celda también se derivan del MDE.

Con estos valores, se calcularon los siguientes parámetros:

- Pendiente (So) en m/m; % y m/km
- Tiempo de concentración de la cuenca (Tc): en minutos (min) y horas (h)
- Tiempo de retardo (Lag) en minutos (min)
- Tiempo máximo para discretizar el hietograma del modelo meteorológico y así cargarlo en el programa HMS (Hydrologic Modeling System: Sistema de Modelización Hidrológico) (Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. 1995), es decir, el máximo Δt

A partir de una clasificación de la vegetación en 15 clases (Tabla 1), la vegetación fue reagrupada en 3 tipos, con un valor de CN para cada uno (Tabla 2), siguiendo el criterio hidrológico del tipo de recepción y almacenamiento transitorio de cada cobertura vegetal (Orsolini et al. 2000).

Tabla 1. Clases de vegetación y valores de curva número (CN) asociados (según Orsolini et al. 2000).

Código	Clase de vegetación	CN
1	Arbustal	55
2	Bañados	95
3	matorrales de riberas	55
4	Bosques ribereños	55
5	Cauce	95
6	Cuerpo de agua	95
7	Cultivos extensivos	66
8	Pastizal	66
9	Plantación forestal	55
10	Quebrachal	55
11	Selva de transición o pedemontana	55
12	Selva montana y Bosque montano	55
13	Tierras agropecuarias	66
14	Tierras con construcción	66
15	Vegetación herbácea hidrófila	66

Tabla 2. Grandes grupos de vegetación para el análisis hídrico.

Gran Grupo	Clases de vegetación incluidas	CN
1	Selvas, bosques, quebrachal (incluye: matorrales de riberas, bosques ribereños, plantación forestal, quebrachal, selva de transición, selva montana)	55
2	Desmontado, descubierto (incluye: tierras agropecuarias, cultivos extensivos, pastizal, vegetación herbácea hidrófila)	66
43	Área urbana, construcciones (incluye: bañados, cuerpos de agua, áreas urbanas, tierras con construcciones)	95

Es relevante considerar que la generalización del tipo de suelo de mayor representación en cada cuenca implica una simplificación de la heterogeneidad del complejo suelo-vegetación. No obstante, para el presente análisis, y teniendo en cuenta la escala de trabajo, esta simplificación permitió conocer la sensibilidad de la cuenca ante una modificación en su cobertura vegetal. Con estos datos y valores asociados, se estimó la lámina de agua que es retenida en la cuenca. Esto ocurre cuando la velocidad de entrada supera a la velocidad de salida del sistema, es decir, cuando la intensidad de lluvia supera a la tasa de infiltración.

Respecto a la variación porcentual entre los dos estados (condición actual y condición con desmonte) se adoptó el siguiente criterio:

- Nueva superficie de Gran Grupo 1 “Selva, bosque, quebrachal”: a la superficie del área original se le sustrae la superficie desmontada (porcentaje directo que se resta de la condición anterior)
- Nueva superficie de Gran Grupo 2 “Desmontado o descubierto”: se consideró (como regla de análisis) que del total desmontado, 98% del área desmontada pasó a aumentar el tipo de uso de suelo “agricultura”
- Nueva superficie de Gran Grupo 3 “Área Urbana, construcciones”: 2% del desmonte total se suma a las áreas urbanas de la cuenca (y se suma a pueblos, ciudades, caminos y nuevas construcciones que esta conversión implica). Entonces, al área preexistente en esta categoría se le suma (como alícuota fija del desmonte total) 2% del área desmontada nueva. Esto incrementa el componente impermeable de la cuenca

Por último, se obtienen dos hidrogramas, uno para la condición actual de la cuenca y otro para la condición de umbral de cambio admisible. Se agrega, además, la cuantificación del “volumen de agua de lluvia no retenido” (en m³) que la cuenca deberá almacenar de forma temporal en esta condición. Este volumen es graficado en la salida del programa HMS (Scharffenberg y Fleming 2008) como resultado de la simulación. En los hidrogramas por cuenca (caudal vs. tiempo) se han cargado tormentas típicas para las distintas subregiones de Salta (Valles Calchaquíes, Chaco, Zona norte de Salta y Valle de Lerma) a partir de valores promedio (Bianchi y Yañez 1992).

Evaluación de potencial de conservación de biodiversidad

Para completar y actualizar las bases de información relacionadas con el potencial de conservación de biodiversidad se efectuó una revisión de la información existente y se trabajó sobre los vacíos de conocimiento detectados mediante talleres de expertos. En relación con estos vacíos generamos nuevas coberturas de vegetación natural mediante imágenes MODIS (Guenther et al. 1998) que cubrían un período de 8 años. Nuestra base de trabajo para las clases de vegetación fueron los análisis de la UMSEF (SAyDS 2004). También generamos coberturas digitales de la distribución de algunos grupos priorizados de fauna utilizando datos publicados de investigaciones regionales [felinos (Perovic 2002, Somma 2006), tapir (Chalukian et al. 2009), taruca (Regidor y Costilla 2004), entre otros]. Para ampliar la base de conocimiento llevamos a cabo dos talleres de participación con expertos que aportaron varias coberturas [i.e., rodales forestales de especies nativas de alto valor (A. Zapater de Del Castillo, comunicación personal) y mapas de distribución de varios mamíferos (N. Politti, comunicación personal)]. Se definió con ellos la ponderación para los distintos criterios mediante asignación de puntajes en un análisis multicriterio (Sarkar et al. 2004). Este análisis multicriterio incluyó: 1) distancia a zonas convertidas [como sucedáneo de persistencia, a mayor distancia a zonas transformadas se presupone mayor probabilidad de persistencia (“sensu” Margules y Sarkar 2006)], 2) proximidad a áreas protegidas: adicionando superficie de hábitat en el entorno de zonas ya protegidas, 3) áreas específicas de interés para la conservación definidas por conocimiento de expertos (en particular por hábitat, riqueza importante de especies, y ecosistemas amenazados. Por ejemplo, varios sitios específicos de selva pedemontana), 4) selección de diferentes tipos de bosques por su condición y número de estratos (denominado “Coberturas”), 5) diseño de una red ecológica: corredores biológicos y áreas núcleo (usado para extraer directamente estas zonas: Figura 3), y 6) productividad primaria neta aérea (PPNA): se utilizó el índice de vegetación mejorado EVI (del inglés “enhanced vegetation index”)

como estimador insesgado de la PPNA. Este índice de vegetación ha mostrado tener una relación fuerte con el índice de área foliar y con la PPNA (Huete 2002, Monteith 1972, Prince 1991, Paruelo et al. 1997, 2008). Fue obtenido a partir de imágenes MOD13Q1 desde 2000 a 2007, con una resolución temporal de 16 días y un píxel de 250 m. Este es un producto del satélite Terra-MODIS “Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250 m”, obtenido a través del Land Processes Distributed Active Archive Center: EOS Data Gateway.

A partir de estas imágenes se construyeron series temporales de EVI cada 16 días de 7 períodos de tiempo correspondientes a los años hidrológicos del área de estudio (de octubre de 2000 a setiembre de 2007). A partir de estas series se estimó la integral anual de EVI (I-EVI) como la suma de valores positivos de EVI en el período de tiempo, siendo esta última una variable estimadora de la productividad anual de la vegetación (Paruelo et al. 2008). Luego, estos valores fueron promediados, con lo que se obtuvo un mapa de la PPNA promedio para el período 2000-2007 de toda el área de estudio.

Como señalamos antes, una descripción completa del análisis multicriterio de biodiversidad está fuera del alcance de este trabajo. Sin embargo, podemos sintetizar que los seis criterios principales para biodiversidad referidos arriba fueron ponderados y analizados con el módulo de soporte de decisiones con análisis multicriterio de Idrisi® (Eatsman 2006). En este módulo, los seis criterios son considerados factores y se valoran con una escala continua. Luego se contraponen con las “restricciones” que funcionan como “máscaras de corte” y determinan zonas de exclusión (i.e., áreas desmontadas, red de transporte, áreas urbanas, y la red ecológica, definida como zona de conservación de biodiversidad y excluida del análisis).

Como resultado, y considerando el hábitat más su conectividad espacial (“sensu” Langevelde 2000) fueron identificadas áreas clave a ser incluidas en una red ecológica (“sensu” Jongman 2004) que integró áreas núcleo, zonas de conexión y corredores biológicos. El diseño de esta red ecológica se realizó conectando las zonas núcleo con el siguiente método: 1) obtención de una matriz de resistencia (cálculo de una grilla sobre la base de la influencia de las zonas desmontadas. A mayor cercanía a estas zonas la resistencia al movimiento de fauna aumenta de modo directamente proporcional. Utilizamos la extensión Grid Tools de Arc View y la función Inverse Weighted Distance) (Jenness 2006), 2) diseño de una red de corredores (conectando los parches por las zonas de menor resistencia de la matriz. Empleamos la extensión Pathmatrix 1.2 de Arc View) (Ray 2005), y 3) ajuste de los corredores a un ancho total de 1 km (usamos la extensión Buffer Theme de Arc View) (O’Malley 1999).

Evaluación de potencial para la producción agropecuaria

La potencialidad de las distintas regiones para la producción agropecuaria fue analizada por un equipo mixto que integró a investigadores del Instituto de Suelos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y de la Universidad Nacional de Salta (UNSa). Este grupo articuló cartografía digital de suelos, una larga experiencia en todo el país y caracterización del potencial productivo (INTA) con una extensa experiencia y conocimiento regional (UNSa). El método seleccionado [índice de productividad (IP)] presenta tres características principales (Riquier et al. 1970, Nakama y Sobral 1985): 1) provee un índice numérico continuo para cada unidad cartográfica, 2) la relación entre los parámetros considerados es multiplicativa, y el factor menos favorable (limitante) es el que controla el resultado final (por lo tanto se obtiene un enfoque más realista de la interacción),

y 3) permite una utilización directa de la información básica existente. Si bien el IP es un índice de productividad agrícola también se utiliza para asignar las zonas con valores menores a rotaciones agrícola-ganaderas, y, en orden decreciente, a uso ganadero exclusivo. Por ello, las zonas más aptas (CITAB 2004) se consideran viables para ser incorporadas a la actividad agrícola (valores de IP entre 100 y 70), agrícola-ganadera (entre 69 y 30, con predominio de la ganadería en la rotación en zonas con IP menores a 49), y con orientación ganadera (zonas con IP menor a 29).

No se consideran unidades ni en los factores ni para el índice final IP. Para cada factor se transforma el valor real (o su condición de clase como ocurre con la textura) utilizando tablas “ad hoc” que asignan el valor final a ser utilizado en el producto resultante IP según:

$$IP = H * D * Pef * Ta * Tb * Sa * Na * MO * Pd \tag{4}$$

Ecuación 4. Índice de productividad (Nakama y Sobral 1985).

donde H=condición climática (A. Bianchi, INTA EEA Salta, comunicación personal), D=drenaje, Pef=profundidad efectiva, Ta=textura del horizonte superficial, Tb=textura subsuperficial, Sa=salinidad, Na=alcalinidad, MO=materia orgánica, Pd=pendiente.

Llevamos a cabo una actualización y edición de las investigaciones previas sobre suelos y productividad en la región (Nadir y Chafatinos 1990). Se ajustó la clasificación de atributos de unidades de suelo y la edición de las bases de datos asociadas de la cartografía digital. De manera complementaria fue organizado un taller “ad hoc” en el que participaron expertos locales para contar con una instancia adicional de validación de los resultados obtenidos. La aplicación del índice se realizó con una formula unificada para toda la provincia, y se usaron los principales cultivos anuales de referencia (i.e., soja, maíz, sorgo y poroto) y un nivel de manejo de medio a alto.

Asignación de usos en zonas con objetivos competitivos: conservación de la biodiversidad versus producción agropecuaria

Resuelta la selección de zonas prioritarias para su potencial para conservación de la biodiversidad y la producción agropecuaria apareció un dilema de análisis espacial a resolver: en diferentes localizaciones las áreas de mayor valor para biodiversidad coinciden con áreas de alto-medio potencial productivo agropecuario. En vista de esta situación de conflicto para la asignación de usos utilizamos el módulo MOLA (“multiobjective land allocation”, o asignación multiobjetivo de usos de la tierra) del programa Idrisi Andes (Eatsman et al. 1998, Eatsman 2001, Eatsman 2006). La selección de zonas para los distintos objetivos se estableció a partir de satisfacer una meta general de superficie (conservar 15% de cada región forestal como categoría 1-rojo, la de máxima protección de la Ley 26.331) para cada región forestal (Chaco, Monte y Yungas) y una meta mínima de superficie para cada parche (Franco Maass y Bosque Sendra 1997) o bloque de celdas (para depurar el “efecto sal y pimienta” que produce el MOLA seleccionando parches muy chicos). En la ponderación del MOLA definimos una ponderación de 60% para conservación de potencial de biodiversidad y 40% para producción agropecuaria para favorecer, en primera instancia, las mejores localizaciones para potencial de biodiversidad. El MOLA va seleccionando de forma iterativa los valores máximos (que oscilan entre 0 y 255) para cada objetivo (en nuestro caso, potencial de conservación de biodiversidad vs. potencial para la producción agropecuaria).

Evaluación de potencial de desarrollo comunitario: aspectos sociales, comunidades criollas y pueblos originarios

Los aspectos sociales fueron incorporados como resultado de una compilación que abarcó varios talleres locales y regionales, con participación de diferentes grupos de actores sociales [i.e., pequeños, medianos y grandes productores agropecuarios, corporaciones de productores (ganaderos y forestales), pueblos originarios, comunidades campesinas, municipios e instituciones nacionales de gestión territorial (Parques Nacionales) y de investigación (profesionales de CONICET)]. Los talleres fueron organizados y desarrollados por el gobierno provincial, eran ámbitos informativos y de diagnóstico inicial que promovían la participación de los actores sociales referidos arriba, y fueron complementados por reuniones con expertos del área social. Los talleres de participación social fueron diseñados considerando cuatro objetivos principales (Kiker et al. 2005) (Figura 5): i) informar sobre las implicancias de la nueva Ley de Bosques Nativos (Ley Nro. 26.331), ii) efectuar un diagnóstico participativo inicial sobre problemas de manejo de la región en general y en relación con recursos naturales en particular (fueron subrayadas las amenazas actuales y las potenciales para la sustentabilidad local y regional), iii) desarrollar una experiencia de mapeo comunitario (Gonda y Pommier 2006, Anta Fonseca et al. 2006) para volcar el diagnóstico producido en el punto ii, y iv) delimitar las áreas históricas y actuales utilizadas por los pueblos originarios y las áreas utilizadas por las comunidades campesinas criollas.

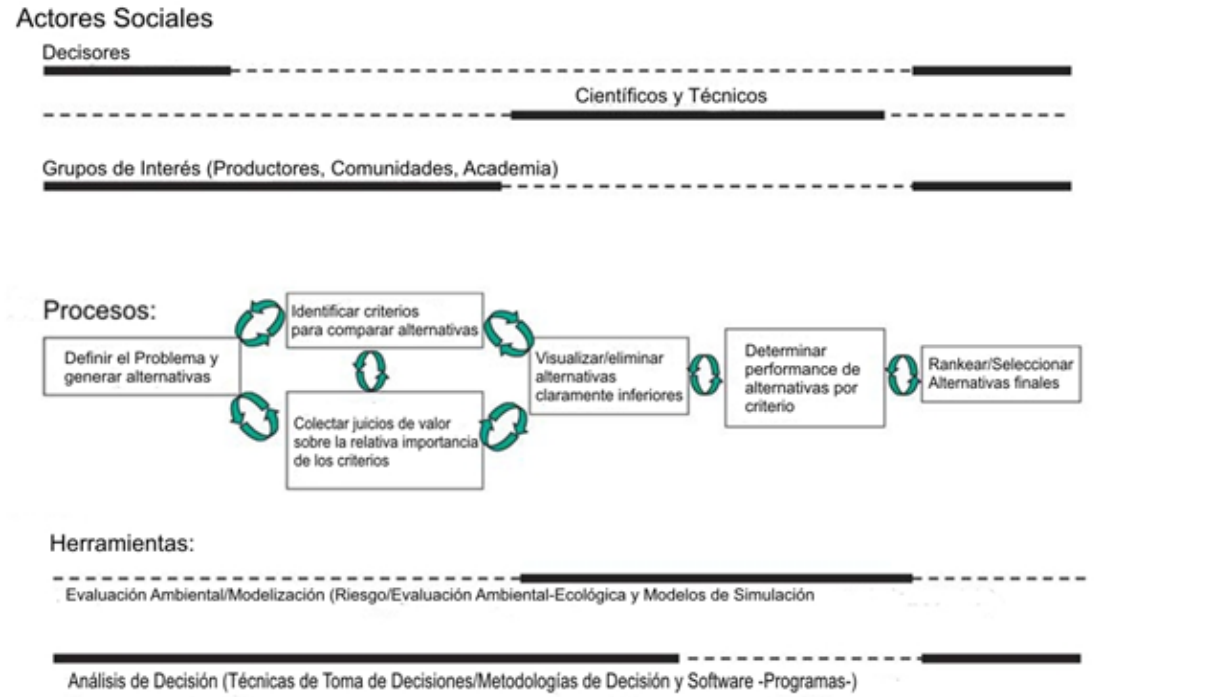


Figura 5. Desarrollo de un modelo multicriterio (MEMC) (Kiker et al. 2005).

A esta información se la complementó con una muy importante y detallada información de campo, en muchos casos relevada por las mismas comunidades, provista por las Fundaciones Asociana y FUNDAPAZ.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la etapa de validación técnica del MEMC, la propuesta de otorgar la máxima jerarquía al análisis de cuencas hidrográficas fue confirmada en su pertinencia por talleres de actores sociales y mesas de expertos (i.e., expertos hídricos, edafólogos, geólogos, productores, expertos en conservación). Esta circunstancia se relaciona con la muy delicada condición de conservación de los procesos hidrológicos que muestran varias cuencas salteñas.

Resultados del análisis de cuencas hidrográficas

El umbral de cambio admisible dentro del análisis de cuencas podría ser interpretado como una restricción a la expresión plena del potencial de producción agropecuaria. Sin embargo, debe ser considerado como la principal referencia de sustentabilidad regional. Este concepto está refiriendo a un capital natural de propiedad social (CONABIO 2006) que es crítico conservar.

Tabla 3. Umbral de cambio admisible de los sistemas hídricos de Salta. *: sistema hídrico no típico; requiere un estudio específico.

Sistemas hidrográficos y cuencas de 2do orden	Umbral de cambio admisible (desmonte permitido %)	Hectáreas
Bermejo norte		
Río Muerto	1	4324
Río Itiyuro - Caraparí	3	17127
Río Quebrada Colorada - Agua linda	9	75464
Total Sistema Bermejo Norte		96915
Bermejo superior		
Río Condado	7	3012
Río Los Toldos	7	9522
Río Iruya	4	10310
Río Blanco	8	11493
Río Colorado	10	11012
Río Grande de Tarija	4	26877
Total Sistema Bermejo Superior		72227
Bermejo medio (San Francisco)		
Río Mojotoro - Lavayén	11	47503
Total Sistema Bermejo Medio		47503

Sistemas hidrográficos y cuencas de 2do orden	Umbral de cambio admisible (desmonte permitido %)	Hectáreas
Bermejo inferior		
Río Seco	0	0
A° de las Chuñas	5	7327
Río Zanjón del Saladillo	8	15248
Río Dorado - Del Valle	5	33599
Río Bermejito (Antiguo cauce del Bermejo)	6	31395
Río Bermejo (en territorio salteño)	8	40641
Total Sistema Bermejo Inferior		128210
Cuenca del Sudeste (sin aporte significativo)*	0	0
Juramento - Cuenca alta		
Río Rosario - Toro	29	27257
Río Calchaquí Superior	100	5850
Río Calchaquí Medio	22	919
Río Calchaquí Inferior	22	3031
Río Santa María Este	23	22819
Río Santa María Oeste	4	26877
Río Guachipas - Las Conchas	9	21449
Río Chicoana	2	1482
Río Arias - Arenales	12	5906
Total Sistema Juramento Cuenca Alta		115589
Juramento - Cuenca Media		
Río Juramento - Medio	10	25122
Río Juramento Inferior	8	24803
Río Metán o Medina	8	8451
Río Juramento - Salado (o Salado Norte - NOA)	1	2276
Río Rosario - Horcones (en Salta)	5	12849
Río Urueña	5	3584
Total Sistema Juramento Cuenca Media		77084
Suma de totales de los sistemas		537528

Las 537528 ha constituyen la superficie total admisible para desmonte e indica la sensibilidad de las cuencas (Figura 6) a la modificación de la relación suelo-vegetación que se produciría como efecto de la deforestación. Es el máximo teórico de desmonte admisible. Transpuestos estos límites de desmonte “posible”, las cuencas entran en riesgo dado que el escurrimiento superficial se modifica y habría cambios en el comportamiento hidrológico.

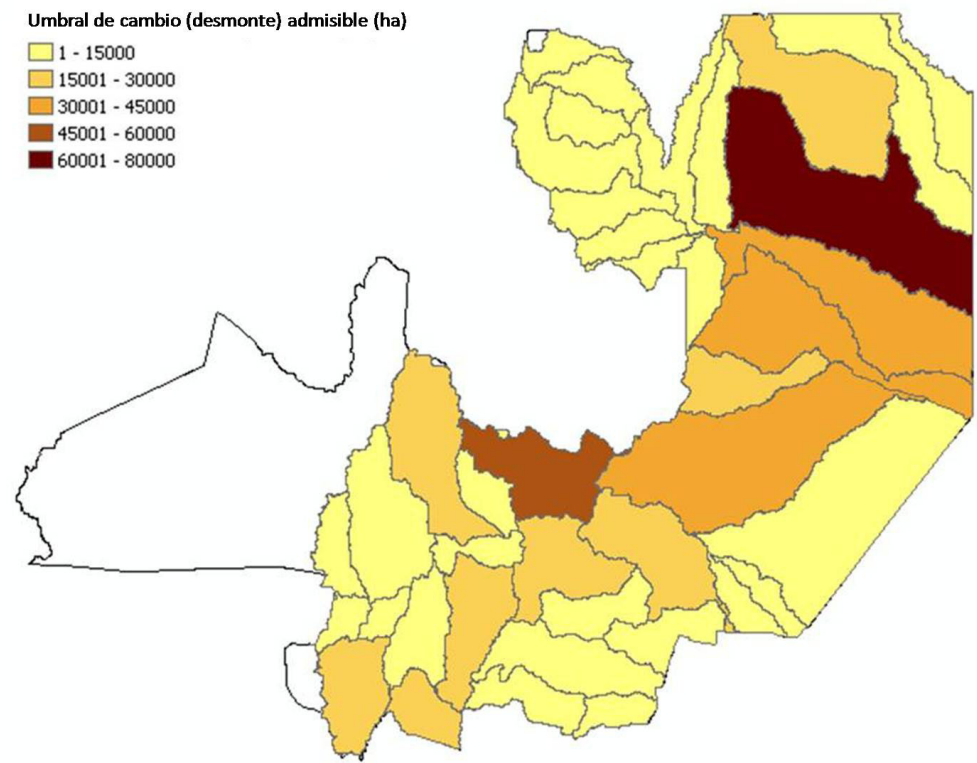


Figura 6. Clasificación de cuencas de Salta por su umbral de cambio admisible. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Por lo tanto, el umbral de cambio admisible indica que, si se sobrepasa ese valor, la cuenca está comprometida respecto al escurrimiento superficial: retiene menos agua de lluvia y hay un volumen excedente que escurre aguas abajo, con las consecuencias que esto implica.

Análisis del potencial de conservación de la biodiversidad

Con la información compilada y los aportes de talleres de expertos se seleccionaron zonas prioritarias que presentaban condiciones ecológicas de representatividad y conectividad que justificaban su inclusión en una red ecológica regional. Al analizar la distribución de las Yungas observamos que su límite oriental con el Chaco ocurre en las zonas más bajas, y que en su límite occidental colinda con ambientes puneños y del Monte (Figura 1). Si se combinan estos límites (ecotonos) con los sectores convertidos hasta 2008, se observa que los ecotonos con el Chaco son los más comprometidos en cuanto a conectividad biológica (el criterio denominado “coberturas” hace referencia a algunas formaciones vegetales priorizadas por los expertos: por ejemplo en Chaco refiere a los quebrachales y palosantales, y en el análisis del Monte hace referencia a los

algarrobales).

Por este efecto de “contagio” en el proceso de conversión de vegetación nativa priorizamos localizaciones distantes de las zonas transformadas en la selección de áreas candidatas a formar parte de una red ecológica. En particular, este énfasis se refleja en la ponderación asignada a este criterio para Yungas (Figura 7).

En los tres análisis multicriterio de biodiversidad realizados (Chaco, Monte y Yungas) las zonas más apropiadas tienen el mayor puntaje, es decir valores iguales o cercanos a 255 (Figura 7).

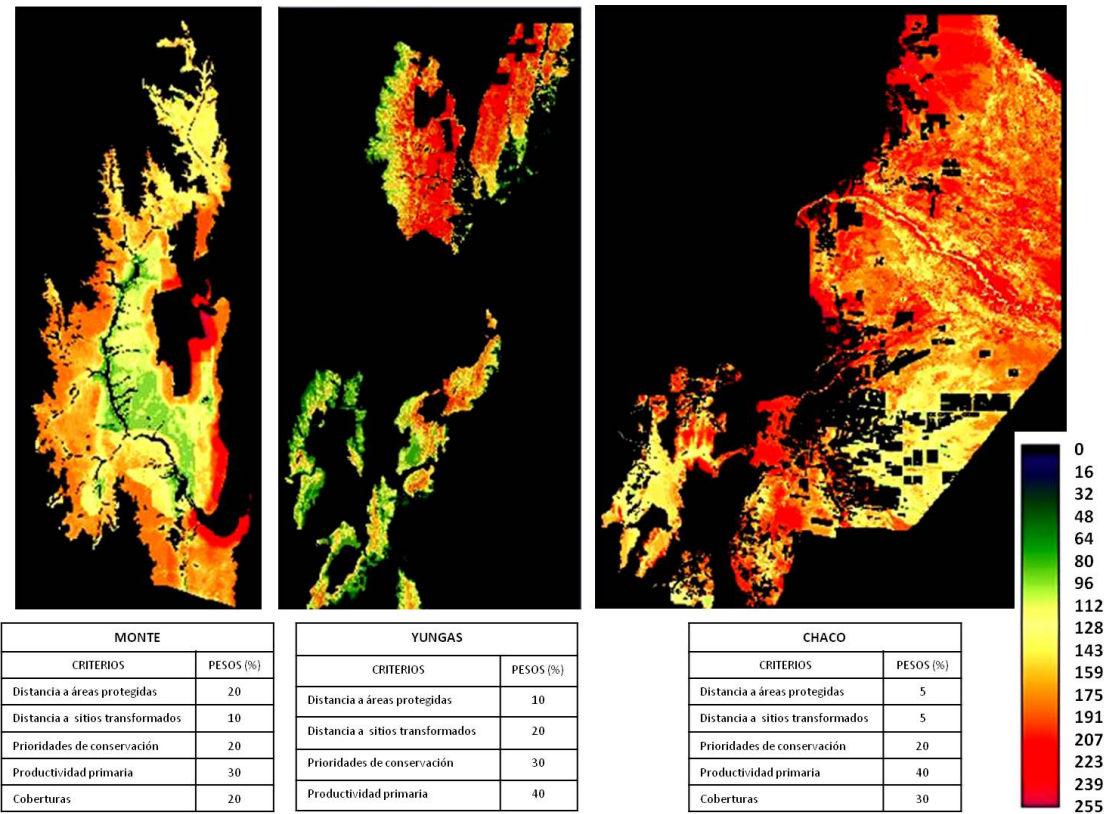


Figura 7. Representación espacial del análisis multicriterio de las tres ecorregiones (Monte, Yungas y Chaco). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Al analizar la ecorregión del Monte (recordar la diferente superficie de cada ecorregión) (Figura 1) surgieron dificultades importantes por la extensión total del área bajo análisis (1136000 ha) y la escala de detalle de la información disponible (1:250000). Sería muy recomendable realizar un análisis particularizado para esta ecorregión con un nivel de detalle mayor (escalas 1:50000 ó 1:25000). Esto permitiría una discriminación conveniente de las formaciones vegetales de interés. Con mucho esfuerzo y gracias al conocimiento experto se identificaron áreas prioritarias para conservación de biodiversidad y zonas muy aptas por su potencial de producción agropecuaria. Pero si se considera que los usos del territorio en esta zona son de una intensidad mayor (cultivo de vid bajo riego) en comparación con el resto de Salta, corresponde señalar que la aplicación del IP como herramienta de evaluación de aptitud de tierras encuentra en esta ecorregión serias

limitaciones, fundamentalmente porque no se cumplirían algunos de sus supuestos (cultivos extensivos de nivel tecnológico medio-alto).

Análisis del potencial de producción agropecuaria

La combinación de los parámetros implicados en el cálculo del índice de productividad (IP) determinó una configuración espacial reveladora de las estrategias que ha venido implementando el sector productivo responsable de las transformaciones. Del análisis del IP surge que las zonas ya transformadas (Figura 8) son aquellas que por su condición edáfica, hídrica, topográfica y de logística resultan más apropiadas para la producción agropecuaria (45% de las áreas transformadas tiene valores de IP superiores o iguales a 50, mientras que 79% tiene valores de IP iguales o superiores a 30). Sin embargo, la pertinencia de estas conversiones debe evaluarse en la respectiva cuenca hidrográfica. En ese contexto aparecen cuencas con una dotación importante de áreas con suelos de muy buena calidad para la producción agrícola pero donde el umbral de cambio admisible (desmonte) de la cuenca ya está excedido (Figura 6 y Tabla 3).

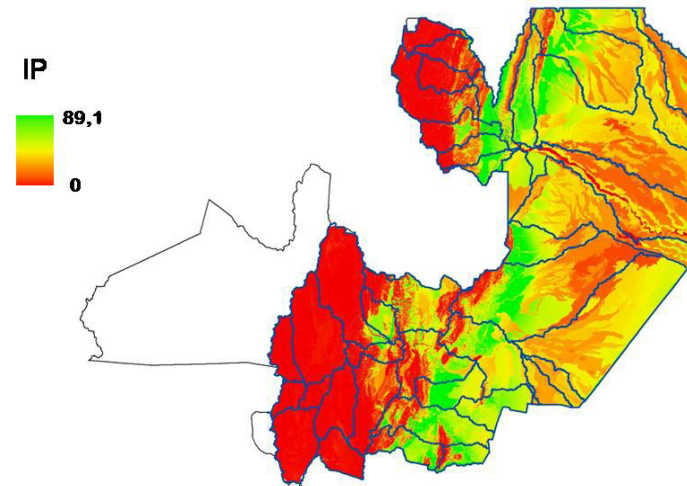


Figura 8. Distribución del IP (índice de productividad) para la Provincia de Salta. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Por ejemplo, la cuenca Río Dorado Del Valle presenta 9% (94000 ha) de suelos aptos para agricultura (IP>50) aún no desmontados, pero para poder mantener en equilibrio hídrico la cuenca sólo se podría desmontar 3%.

Combinación de los distintos potenciales y síntesis final

Se excluyeron de las zonas prioritarias para conservación de biodiversidad y producción agropecuaria las categorías zonas ya desmontadas, cursos de agua, red de transporte, áreas ribereñas y las zonas destinadas a ser usadas como corredores biológicos. Hecha esa depuración (las zonas excluidas ya quedan “fuera” del análisis) el resultado del MOLA definió un conjunto de zonas agrupadas para conservación de biodiversidad (recordando la meta de superficie de 15% de cada región forestal como categoría máxima de protección de la Ley Nacional 26.331/07: 1-rojo) y producción agropecuaria que fueron “filtradas” para depurar “bloques de celdas” muy pequeños.

Análisis de los aspectos sociales

Esta etapa del proceso de combinación de información integró dos análisis complementarios: a) exclusión de los polígonos (en uso por pueblos originarios o poblaciones campesinas) para salvaguardar las áreas de uso comunitario, y b) un análisis focalizado: determinación interactiva de “corredores para acceso a zonas de manejo de recursos naturales” (para las comunidades de pueblos originarios en el Chaco salteño). Estos corredores estaban circunscriptos a fajas de un ancho mínimo de 200 m en zonas transformadas de los departamentos San Martín y Rivadavia.

Ajuste por el umbral de cambio admisible por cuenca y zonificación final

Posteriormente, las zonas productivas fueron ajustadas por el respectivo umbral de cambio admisible de cada cuenca. Así, fueron seleccionadas las áreas más aptas (valores superiores de IP en cada cuenca) como las zonas recomendadas para la transformación pero acotadas al número máximo que prefijaba el umbral. Esto se ve reflejado en la zonificación final (Figura 9) donde el total de hectáreas asignado a la categoría III en varias cuencas (la que permite el desmonte) es menor (en algunos casos sensiblemente menor) que la superficie disponible de acuerdo a los valores de IP (Figura 8).

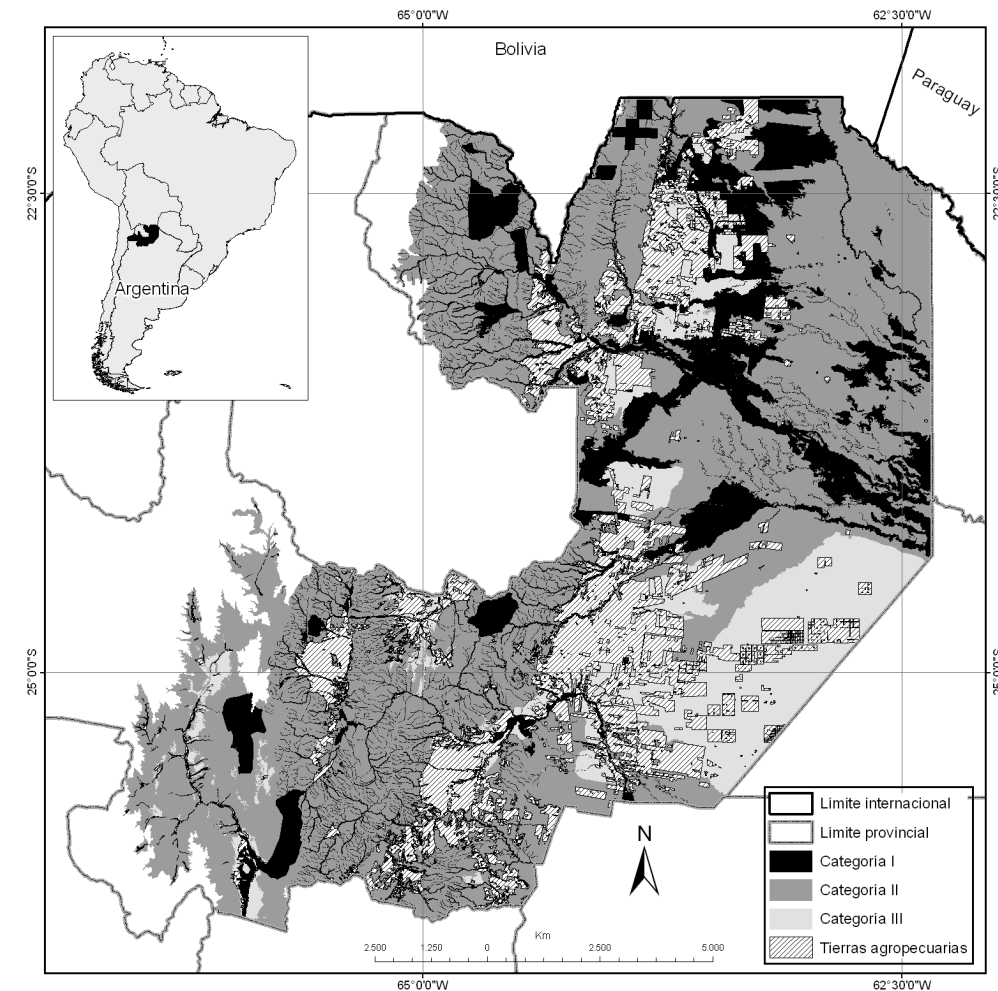


Figura 9. Distribución espacial de las tres categorías de zonificación previstas en la Ley 26.331 (I: protección total, II: manejo

CONSIDERACIONES FINALES

Una zonificación territorial, aun planteada con ponderaciones explícitas y conocidas, refleja un determinado imaginario sobre el territorio. En nuestro caso postulamos la preferencia por la condición de conservación de las cuencas hídricas como criterio rector: este servicio ambiental aparece visualizado y valorado con claridad a partir de la memoria social reciente de varios eventos hídricos catastróficos.

En observancia a las leyes nacionales (particularmente la Ley Nacional 26.160 de Emergencia Territorial Indígena y la Ley 24.071 - Convenio 169 de la OIT sobre pueblos indígenas y tribales) excluimos las áreas de ocupación tradicional de pueblos originarios y comunidades campesinas. Es importante puntualizar que mientras por parte de los funcionarios provinciales salteños había gran interés y premura para concluir el proceso de zonificación territorial, los aspectos relacionados con la Ley de Emergencia Territorial Indígena hasta la fecha (mayo-junio 2010) avanzan de manera muy lenta. En la práctica, esta realidad implica no considerar de forma equitativa las aspiraciones de los distintos grupos sociales sobre el territorio y su dotación de recursos naturales. También quedó “abierto” el dilema de dirimir la prioridad para áreas que coincidían en presentar condiciones relevantes para la conservación de la naturaleza y para la producción agropecuaria. En este punto corresponde hacer explícito que el módulo MOLA no establece preferencias salvo que el planificador defina expresamente una ponderación superior de una de las clases para la asignación de usos. En nuestro caso, y considerando que ya se han perdido muchas áreas de gran valor para la conservación de la biodiversidad (e.g., la conversión masiva de selva pedemontana en los departamentos Orán y San Martín) otorgamos una ligera preferencia a la conservación en la selección iterativa aplicando el MOLA. Este servicio ambiental que brinda el bosque nativo resulta poco valorado en términos generales.

Una reflexión sobre las condiciones operativas: nuestro equipo trabajó con mucho esfuerzo en un contexto de escasez de tiempo y de recursos. Sólo en el período final de cinco meses se pudo concretar un ámbito de funcionamiento adecuado para un equipo geomático que buscó dar rigurosidad científica a sus procedimientos. Como complemento a ese contexto, la disponibilidad de datos (que fue muy dinámica) se fue ampliando en la medida que se intensificaba el contacto con expertos locales que aportaron generosamente su información de terreno. Sin embargo, la etapa de validación social con distintas zonificaciones en distintos escenarios de planificación no pudo concretarse acabadamente. Presiones políticas y urgencias legislativas determinaron la imposibilidad de compartir y analizar como correspondía las propuestas de zonificación con los actores sociales.

Uno de nuestros aprendizajes más relevantes de esta experiencia de zonificación para el ordenamiento territorial radica en la gran importancia que tiene un componente de comunicación para un proyecto de estas características. No sólo en aquellos aspectos relacionados con los espacios de participación social, sino fundamentalmente en cuanto a hacer explícita una propuesta que por sus implicancias tiene que estar en conocimiento de los decisores. Trabajar sobre la noción que el capital natural y los servicios ambientales del bosque nativo son patrimonio de toda la sociedad y no de un elenco de dirigentes y funcionarios de gobierno (que tienen actuación circunstancial) es estratégico. Esta comprensión se requiere para poder alcanzar una visión estratégica de la participación social extendida. La noción comprehensiva del capital natural como propiedad social resulta un componente insoslayable de un proceso de planificación sustentable. Y este proceso puede ser sustentable en la medida que exista

participación informada y activa (Mansfeld 2003).

El componente de comunicación debe aunar al concepto de capital natural la referencia sobre los servicios ambientales que están implícitos en dicho capital. La percepción de pérdida o deterioro de esos servicios puede resultar incluso un espacio de concientización. Este espacio para la toma de conciencia (i.e., servicios ambientales y capital natural) permitiría extender las capacidades sociales de manera de poder discriminar de forma apropiada qué situaciones están implícitas en las distintas soluciones de compromiso que implican los escenarios de planificación.

Es preciso trabajar de forma articulada sobre el conocimiento del público en general, y de la dirigencia representante de los actores sociales en particular, para extender su grado de percepción sobre la crítica relevancia espacial y temporal (algunas decisiones perduran en su influencia sobre varias generaciones) que tiene un proceso de decisión sobre los usos del territorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, T.F.H. y T.B. Starr. 1982. Hierarchy: perspectives for ecological complexity. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EE.UU. Pp. 310.
- Anta Fonseca, S., A.V. Arreola Muñoz, M.A. González Ortiz y J. Acosta González. 2006. Ordenamiento Territorial Comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas. INE-SEMARNAT, México, D.F. Pp. 251.
- Bianchi, A.R. y C.E. 1992. Las Precipitaciones en el Noroeste Argentino 2da Ed. INTA EEA Salta.
- Chalukian, S. 2002. Recategorización de áreas protegidas en el corredor transversal sur, Salta, Argentina. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Provincia de Salta (SeMADeS) y Wildlife Conservation Society (WCS).
- Chalukian, S., L. Lizárraga, D. Varela, A. Paviolo y V. Quse. 2009. Plan de Acción para la Conservación del Tapir en Argentina. Tapir Specialist Group, PIC Tapir NOA, Wildlife Conservation Society y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp. 72.
- Chang, C-L. y Hsu, C-H. 2009. Multi-criteria analysis via the VIKOR method for prioritizing land-use restraint strategies in the Tseng-Wen reservoir watershed. *Journal of Environmental Management* 90(11):3226-3230.
- CITAB. 2004. Partido de Rivadavia, Actividad Agropecuaria. Centro de Investigaciones Territorial y Ambientales Bonaerenses. Edición Banco Provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina.
- CONABIO. 2006. Natural Capital and Human well-being. En: Sarukhan, J. (coord.). Comisión Nacional para el Uso y de la Biodiversidad de México. México, D.F. Pp. 32.
- Cuerpo de Ingenieros del Ejército de EE.UU. 1992. CPD-64 DSSMATH, Utility Program for Mathematical Manipulation of HEC-DSS Data, User's Manual, Apr '92. Pp. 55.
- Díaz, G.B. y R.A. Ojeda (eds.). 2000. Libro Rojo de los mamíferos Amenazados de la Argentina. 2000. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, SAREM. Pp. 106.
- Díaz-Balteiro, L. y C. Romero. 2008. Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *Forest Ecology and Management* 255:3222-3241.
- Eastman, J.R., H. Jiang, y J. Toledano. 1998. Multi-criteria and multi-objective decision making for land allocation using GIS. Pp. 227-252 en: Beinat, E. y P. Nijkamp (eds.). *Multicriteria Analysis for Land-Use Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Países Bajos.
- Eastman, J.R. 2001. Uncertainty Management in GIS: Decision Support Tools for Effective Use of Spatial Data Resources. Pp. 379-390 en: Hunsaker, C.T., M.F. Goodchild, M.A. Friedl y T.J. Case (eds.). *Spatial Uncertainty in Ecology: Implications for Remote Sensing and GIS Applications*. New York. Springer. EE.UU.

- Eatsman, J.R. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing. April 2006. J. Ronald Eastman. Clark Labs. Clark University, Worcester, Massachussets, EE.UU.
- Ferreira, N.C., L.G. Ferreira, A.R. Huete y M.E. Ferreira. 2007. An operational deforestation mapping system using MODIS data and spatial context analysis. *International Journal of Remote Sensing* 28(1-2):47-62.
- FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group). 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT. Pp. 653.
- Franco Maass, S. y J. Bosques Sendra. 1997. Procedimiento para la obtención de parcelas de adecuación en imágenes raster. Reunión de Usuarios de Idrisi. Centro de Recursos Idrisi de España. Alcalá de Henares, 27 de septiembre de 1997. España.
- Gallo, K., S.H. Lanigan, P. Eldred, S.N. Gordon y C. Moyer. 2005. Northwest Forest Plan - the first 10 years (1994-2003): preliminary assessment of the condition of watersheds. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-647. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Pp. 133.
- García Fernández, J.J., R.A. Ojeda, R.M. Fraga, G.B. Díaz y R.J. Baigún (eds.). 1997. Libro rojo de mamíferos y aves amenazados de la Argentina. FUCEMA, SAREM, AOP y APN. Buenos Aires, Argentina.
- Garen, D.C. y D.S. Moore. 2005. Curve Number Hydrology in water quality modeling: uses, abuses, and future directions. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 41(2):377-388.
- Glenn, E., A. Huete, P.L. Nagler y S.G. Nelson. 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. *Sensors* 8:2136-2160.
- Gleyzer, A., M. Denisyuk, A. Rimmer y Y. Salingar. 2004. A fast recursive GIS algorithm for computing Strahler stream order in braided and nonbraided networks. *Journal of the American Water Resources Association* 40(4):937-946.
- Goldkuhl, G. 2006. Collaborative researching - from ISAC to VITS through HUMOR. En: Bubenko, J., C-G. Jansson, A. Kollerbaur, T. Ohlin y L. Yngström (eds.). *ICT for People - 40 Years of Academic Development in Stockholm, DSV*. Universidad de Estocolmo. Suecia.
- Gómez Delgado, M. y J.I. Barredo Cano. 2005. Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio. 2da. Edición, Editorial RA-MA, Madrid, España. Pp. 304.
- Gonda, N. y D. Pommier. 2006. Prevención y resolución de conflictos en torno a la tierra y los recursos naturales: Manual práctico de mapeo comunitario y uso del GPS para organizaciones locales de desarrollo. Delegation of the European Commission in Nicaragua. Second Edition.

González del Tanago, M. 2007. Escorrentías. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I.M., Curso Abierto, MC-F-009.

Guenther, B., G.D. Godden, X. Xiong, E.J. Knight, S.-Y Qiu, et al. 1998. Prelaunch algorithm and data format for the Level 1 calibration products for the EOS-AM1 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 36(4):1142-1151.

Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodríguez, X. Gao, et al. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment 83:195-213.

Jenness, J. 2006. Grid Tools (Jenness Enterprises) v. 1.7 (grid_tools_jen.avx) extension for ArcView 3.x. Jenness Enterprises. www.jennessent.com/arcview/grid_tools.htm (último acceso: 10/11/2010).

Jongman, R. 2004. The context and concept of ecological networks. Pp. 7-32 en: Jongman, R. y G. Pungetti (eds.). Ecological Networks and Greenways. Concept, Design, Implementation Series: Cambridge Studies in Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 368.

Kangas, J. y P. Leskinen. 2005. Modelling ecological expertise for forest planning calculations - rationale, examples, and pitfalls. Journal of Environmental Management 76(2):125-133.

Keune, H. 2004. Transdisciplinarity and action research - Developing policy relevant knowledge. In: TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften. No. 15/2003. www.inst.at/trans/15Nr/01_6/keune15.htm (último acceso: 10/11/2010).

Kiker, G.A., T.S. Bridges, A. Varghese, T.P. Seager y I. Linkov. 2005. Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. Integrated Environmental Assessment and Management 1(2):95-108.

Ligier, D. 2006. Ecorregiones Argentinas: Oportunidades y desafíos. Presentación en Seminario Caminos compartidos hacia la sustentabilidad ambiental del sector rural. Buenos Aires, INTA. Argentina. www.inta.gov.ar/info/doc/ligier.pdf (último acceso: 10/11/2010).

Margules, C.R. y S. Sarkar. 2006. Systematic Conservation Planning. Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 278.

Matsushita, B., W. Yang, J. Chen, Y. Onda y G. Qiu. 2007. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic Effects: A Case Study in High-Density Cypress Forest. Sensors 7:2636-2651.

Merenson, C. 2008. Presentación de la Ley 26.331 de Bosques Nativos y sus aspectos reglamentarios. Salta, Casa de la Cultura, mayo 2008. Salta, Argentina.

Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. Journal of Applied Ecology 9:747-66.

Montenegro, C., M. Strada, M.G. Parmuchi, J. Bono, M. Stamati, et al. Pérdida de Bosque Nativo en el Norte de Argentina. Diciembre de 2007 - octubre de 2008. SAYDS, Buenos Aires, noviembre de 2008. www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacion07-08_ley26331.pdf (último acceso: 10/11/2010).

Morello, J. y W. Pengue. 2006. ¿Una agricultura sostenible? Encrucijadas 41. Nadir, A. y T. Chafatinos. 1990. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy). Tomo I (pp. 86) y Tomo II (pp. 123) y Tomo 3 (pp. 428). Administración del Fondo Especial del Tabaco - Universidad Nacional de Salta. Salta, Argentina.

Nakama, V. y R. Sobral. 1985. Índice de Productividad. Método Paramétrico de Evaluación de Tierras. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca-INTA Documento del Proyecto PNUD Arg. 85/019. Buenos Aires. Argentina.

O'Malley, K. 1999. Buffer Theme Manager. arcscrip.esri.com (último acceso: 10/11/2010).

Ojeda, R.A. y M.A. Mares. 1989. A Biogeographic analysis of the Mammals of Salta Province, Argentina. Patterns of species assemblage in the Neotropics. Spec. Publ. Texas Tech Univ. 27:1-66.

Ojeda, R.A. 1999. Biodiversidad y conservación de mamíferos de la interfase tropical-templada de la Argentina. Pp. 443-462 en: Matteucci, S.D., O.T. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (eds.). Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de latinoamérica. Chapter 20. Editorial Eudeba. Buenos Aires. Argentina.

Orsolini, H., E. Zimmermann y P. Basile. 2000. Hidrología: Procesos y Métodos. UNR Editora, Rosario de Santa Fe, Argentina.

Paoli, H., H. Elena, J.M. Mosciaro, F. Ledesma y Y. Noé. 2009. Caracterización de las cuencas hídricas de las provincias de Salta y Jujuy. SIGCSSJ v1 - 2009, INTA - EEA Salta, Cerrillos, Argentina.

Papst, J. 2004. Report: The Unifying Method of the Humanities, Social Sciences and Natural Sciences: The Method of Transdisciplinarity. En: TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften. No. 15/2003. www.inst.at/trans/15Nr/01_6/papst_report15.htm (último acceso: 10/11/2010).

Paruelo, J.M., H.E. Epstein, W.K. Lauenroth y I.C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. Ecology 78:953-958.

Paruelo, J. 2006. ¿Qué verde era mi valle? Encrucijadas 41.

Paruelo, J.M. 2008. Functional characterization of ecosystems using remote sensing. Ecosistemas 17(3):4-22.

Prince, S.D. 1991. A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 12:1313-1330.

Perovic, P.G. 2002. Ecología de la comunidad de félidos en las selvas nubladas del noroeste argentino. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. Pp. 145.

Peterson, G.D., G.S. Cumming y S.R. Carpenter. 2003. Scenario Planning: a Tool for Conservation in an Uncertain World. *Conservation Biology* 17(2):358-366.

Ray, N. 2005. Pathmatrix: a GIS tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes* 5:177-180.

Regidor, H. y M. Costilla. 2004. Un mapa de distribución para la taruca *Hippocamelus antisensis* en el Noroeste Argentino. MEMORIA VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia y Latinoamérica, 5-10 septiembre 2004. Iquitos, Perú. Pp. 266-268. www.revistafauna.com.pe/memo/266-268.pdf (último acceso: 10/11/2010).

Riquier, J., D.L. Bramao y I.L. Cornet. 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity. *FAO AGLTERS* 70/6.

Robredo Sánchez, J.C. 2007. Estimación de escorrentía superficial. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S.I.M., Curso Abierto, MC-F-048.

Romero, C. 1993. Teoría de la Decisión Multicriterio. Conceptos técnicas y aplicaciones. Madrid, Alianza Editorial. Pp. 195.

Saaty, T.L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill, New York, NY. EE.UU.

Saaty, T.L. 1990. *Multicriteria Decision Making: The Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA. EE.UU.

Saaty, T.L. 1994. *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA. EE.UU.

Santé Riveira, I. y R. Crecente-Maseda. 2006. A review of rural land-use planning models. *Environment and Planning B: Planning and Design* 33:165-183.

Sarkar, S., A. Moffett y R. Sierra. 2004. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks. *Endangered Species Update* 21:100-107.

SAyDS - UMSEF 2004. Mapa Forestal de la Provincia de Salta. Actualización Año 2004. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, 1 mapa provincial. Pp. 12.

Scharffenberg, W.A. y M.J. Fleming. 2008. *Hydrologic Modeling System HEC-HMS, User's Manual*, versión 3.2. US Army Corp of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Washington, D.C. EE.UU. Pp. 290.

Somma, D.J., J. Volante, L. Lizárraga y M. Boasso. 2009. Land use planning at regional scale applying a multi criteria analysis as base of a spatial decision support system. A case study in the Northwest of Argentina: Salta province. October, 6th, 2009. Poster Session. Sector Ecological and socio-economic aspects for the sustainability of Latin American landscapes. Poster presentation in: IALE - Latin American Congress of Landscape Ecology. October, 4th-7th, 2009, Campos do Jordao, SP, Brazil.

Somma, D.J. 2006. Interrelated modeling of land use and habitat for the design of an ecological corridor: a case study in the Yungas, Argentina. PhD Thesis, Wageningen University, Países Bajos. Pp. 179.

Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 8(6):913-920.

van Langevelde, F. 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography* 23:614-22.

van Mansfeld, M.J.M. 2003. The need for knowledge brokers. Pp. 33-39 en: Tress, B., G. Tress, A.J.J. van der Valk y G. Fry (eds.). *Interdisciplinary and transdisciplinary landscape studies: potential and limitations*. Wageningen: Alterra (Delta series 2). Alemania.

Volante, J., A. Bianchi, H. Paoli, Y. Noé, H. Elena, et al. 2005. Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del NOA Mediante Teledetección y SIG Período 2000-2005. INTA EEA Salta. Argentina.

Werner, M. 2001. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), mission overview. *Journal of Telecommunication* 55:75-79.

ANEXO

1. Planilla de cálculo hidrológico

Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXX													
PARAMETROS PARA EL HMS													
Cuenca única	Area [km2]	Long [km]	Hmáx [msnm]	Hmín [msnm]	So [m/m]	So [%]	So [m/km]	Tc [min]	Tc [hs]	Lag [min]	Δtmáx [min]		
	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447		
Total	10.798	890	1906	217	0,0019	0,190	1,90	8313	139	4988	1447		
Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXX													
CONDICION ACTUAL													
Clase y uso del suelo	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]			
Selva, bosque, quebrachal	671.931	B	Q1	62,23	55	34,33							
Tierras agropecuarias	398.546	B	C7	36,91	66	24,43	59	175,16	35,03	377.138.672			
Area urbana, construcciones	6.050	B	P1	0,56	75	0,42							
Total:	1.076.527			99,70									
Error %	0,30												
Sistema xxxxxxxx - CUENCA XXXXXXXXXXXXXXXX													
CONDICION POTENCIAL CON DESMONTE													
Clase y uso del suelo	Nuevo escenario	% Desmonte	Area [ha]	Tipo de suelo	Identificación	Area %	CN(II)	Ponderación	CN Ponderado	S [mm]	la [mm]	Vol.ret [m3]	Aumento del escurrimiento [%]
Selva, bosque, quebrachal	(-)	4,00	645.054	B	Q1	59,74	55	33,16					
Tierras agropecuarias	(+)	6,61	424.886	B	C7	39,35	66	26,21					
Area urbana, construcciones	(+)	Err:529		B	P1	Err:529	75	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529	Err:529
Total:			1.069.939			Err:529							
ESQUEMA HMS								VOLUMEN DE AGUA NO RETENIDO [m3]: Err:529					
Subcuenca Alta Tramo AB Subcuenca Baja Sink													

Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Capítulo 19

EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL. UN ESTUDIO DE CASO PARA EL PARTIDO DE BALCARCE BASADO SOBRE EL ANÁLISIS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

María P. Barral¹ y Néstor O. Maceira²

¹Universidad F.A.S.T.A. Email Barral: mpaulabarral@gmail.com - ²INTA Balcarce.
Email Maceira: nmaceira@balcarce.inta.gov.ar.

Resumen. La evaluación ambiental estratégica (EAE) es una herramienta idónea para evaluar las consecuencias ambientales de las políticas, planes y programas (PPP) que lleva adelante un gobierno en la gestión del territorio. Por ende, resulta aplicable a planes de ordenamiento territorial, permitiendo incorporar la dimensión ambiental desde el comienzo del proceso de planificación. En este trabajo se desarrolló un protocolo metodológico de EAE, aplicado en un ejercicio de evaluación del uso actual del territorio y el desarrollo de información para la formulación de un plan de ordenamiento territorial rural para el Partido de Balcarce (Provincia de Buenos Aires). El análisis empleó el enfoque de servicios ecosistémicos (SE) como criterio de valoración de los diferentes ecosistemas que caracterizan el espacio estudiado, y profundizó en particular el uso agropecuario por ser la actividad económica rural predominante. La EAE permitió identificar los SE que resultaban afectados de forma negativa por los usos actuales, y proponer una zonificación orientada a preservar los SE identificados como prioritarios en el proceso de planificación. La aplicación de esta zonificación debería ir acompañada con normativas que promuevan los usos adecuados para cada ecosistema, de modo de preservar su capacidad de prestar tales servicios. La zonificación propuesta identificó a la sierras, sectores de piedemonte y zonas de vegetación ribereña como áreas clave por su valor ecológico actual y por su papel estratégico en la sustentabilidad del desarrollo rural.

INTRODUCCIÓN

Evaluación ambiental y ordenamiento territorial

El avance de la frontera agropecuaria, el incremento en el empleo de agroquímicos y la tendencia a la agricultura permanente podrían estar generando impactos negativos irreversibles en la capacidad productiva de los suelos, en la calidad del agua y en la diversidad biológica.

Frente a ese panorama, el ordenamiento territorial (OT) aparece como una herramienta necesaria para otorgar sustentabilidad a los procesos de desarrollo, en procura de equilibrar competitividad económica, la salud ambiental y la equidad social (INTA 2005). El OT puede interpretarse como una expresión espacial de la política económica, social, cultural y ambiental y, de manera simultánea, como un instrumento de planificación y gestión. Es de carácter transversal y afecta a las normas de carácter básico o general relacionadas con el funcionamiento y la administración del territorio (Gómez Orea 2002).

La evaluación ambiental en el marco de planes de OT presenta características de escala y complejidad propias que tornan poco apropiadas las técnicas tradicionales de evaluación de impacto ambiental (EIA) aplicadas a proyectos puntuales (Lee 1997, Valpreda et al. 2003). La evaluación ambiental estratégica (EAE) surgió recientemente como herramienta idónea para integrar la dimensión ambiental en las políticas, planes y programas (PPP) que operan sobre un determinado territorio. Constituye una metodología integradora que goza de un consenso amplio debido a que ha conseguido, por un lado, superar las insuficiencias de la EIA al incorporar la consideración ambiental desde etapas tempranas del proceso de toma de decisiones, y por el otro, enfatizar los efectos que las limitaciones y oportunidades del medio pueden ejercer sobre las opciones de desarrollo (Oñate et al. 2002).

La EAE se define como un proceso sistemático y progresivo para evaluar la calidad ambiental de un PPP, que incorpora la formulación y el análisis de propuestas alternativas y garantiza la integración completa de las consideraciones biofísicas, económicas, sociales y políticas de relevancia desde el inicio del proceso de planificación (Partidario 2003). Varios autores señalan el valor de la metodología de la EAE como herramienta de formulación e intervención activa en el proceso de toma de decisiones y diseño de los PPP (Brown y Therivel 2000, Partidario 2003, Jiliberto 2006).

Europa posee la experiencia más amplia en cuanto a la aplicación de EAE (IHOBE 2006). No obstante, si bien el desarrollo de la EAE ya lleva algunos años, el escaso desarrollo de metodologías es aún una de sus limitaciones principales (Partidario 2003, González et al. 2006).

El enfoque de servicios ecosistémicos

El enfoque de servicios ecosistémicos (SE) brinda una base nueva y promisoría para encarar la evaluación ambiental de un plan de OT a través del análisis de aquellos SE que se pierden o que son afectados por la intervención humana. Intervenciones adecuadas en materia de planificación y manejo de recursos pueden permitir revertir la degradación de los ecosistemas y aumentar su aporte al bienestar humano (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Es un hecho aceptado que cualquier intervención humana sobre el ecosistema tiene un efecto medible, que se traduce en una alteración de la oferta de servicios ecosistémicos (Ortiz 2007). La agricultura, como actividad histórica relevante en todas las sociedades humanas, no escapa a esta constante. Su existencia impone un costo ambiental que no puede ser subestimado. Pese a ello, no todos los biomas y ecosistemas sufren de igual manera el impacto de la intervención agrícola. El impacto suele ser de poca magnitud en algunos biomas y de alta incidencia en otros. Parece inevitable que mientras la agricultura se expanda, aumentará la rentabilidad de las tierras y disminuirá la provisión de diferentes servicios ecosistémicos (Viglizzo y Frank 2006, Ortiz 2007).

Objetivos y alcances de este estudio

El objetivo de este estudio fue desarrollar un protocolo metodológico de EAE basado sobre el enfoque de SE, aplicable a la problemática del ordenamiento del territorio en la escala de municipio. Se empleó como estudio de caso el Partido de Balcarce (Provincia de Buenos Aires).

METODOLOGÍA DESARROLLADA

El protocolo metodológico de EAE que se presenta a continuación constituye un desarrollo propio, organizado como un conjunto de seis pasos conteniendo uno o más procedimientos (Figura 1). Está basado sobre la bibliografía existente en materia de EAE, OT y SE, y fue diseñado para ser aplicado en la evaluación de un plan de ordenamiento territorial rural (POTR) de escala municipal.

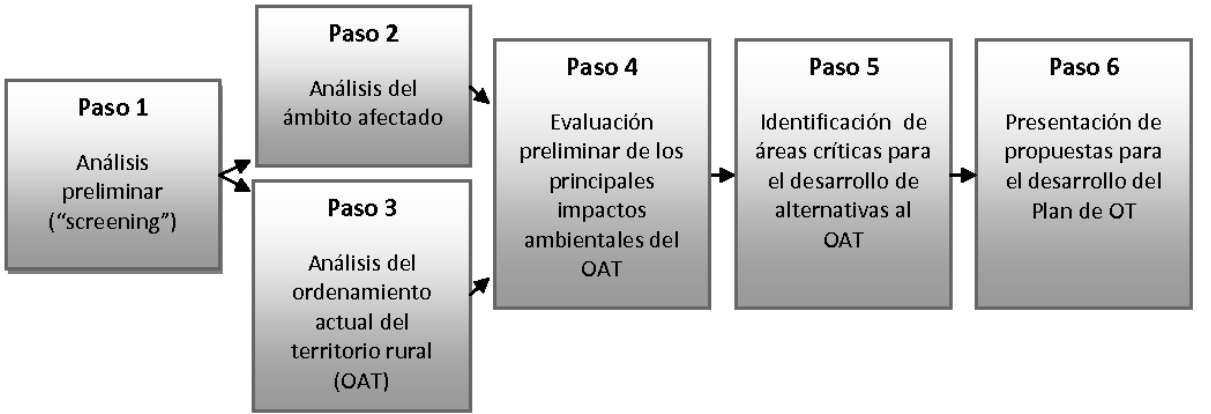


Figura 1. Esquema del protocolo metodológico propuesto para la aplicación de la evaluación ambiental estratégica (EAE) a planes de ordenamiento territorial rural.

A continuación se presenta cada paso y se describe de manera breve cómo se aplicó al estudio de caso.

Paso 1. Análisis preliminar ("screening")

El objetivo de este paso fue determinar el marco y el procedimiento general de la evaluación: alcance, actores sociales, aspectos relevantes a evaluar, información necesaria, línea de base a considerar, soporte informático, etc.

El territorio del Partido de Balcarce se encuentra ordenado de manera espontánea en función de la capacidad de uso del suelo, de la tecnología disponible y de las leyes del mercado, pero no cuenta con un plan de ordenamiento territorial rural propiamente dicho. Para aplicar el presente protocolo de EAE se tomó como línea de base el ordenamiento actual del territorio rural (OAT) en el Partido, y a partir de ese ordenamiento se generaron alternativas orientadas al desarrollo de un POTR. A los fines del ejercicio, se privilegiaron la dimensión ecológica y las actividades agropecuarias como ejes de evaluación.

Para incorporar el elemento de consulta social se conformó un panel multidisciplinario de expertos integrado por diversos profesionales de la Unidad Integrada de Balcarce (UIB, INTA EEA Balcarce - Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Mar del Plata), al cual se recurrió en varias etapas de la EAE. En situaciones reales, los actores sociales que deberían participar en esta evaluación son todas las personas que tienen relación con el territorio en cuestión (i.e., autoridades políticas, técnicos y productores agropecuarios, ONGs, representantes sectoriales, etc.).

Se identificó la información espacial más relevante tanto del medio físico-natural (i.e., bañados intermitentes, clasificación de las coberturas del suelo 1986-1987 y 2005-2006, cuencas, cursos de agua intermitentes y permanentes, curvas de nivel intermedias, ecorregiones, forestaciones, geomorfología, lagunas, modelo digital de terreno (DEM), sierras y suelos) como del medio socioeconómico (i.e., caminos, canteras, catastro rural, ejido urbano, establecimientos educativos, estaciones férreas, ferrocarril, infraestructura rural, localidades, poblaciones, red vial), y se la organizó en un sistema de información geográfica (SIG) por medio del Software IDRISI Andes.

La información espacial fue proporcionada en su mayoría por el grupo de Geomática de la UIB, y también se empleó el Atlas Digital de Balcarce (Tomás et al. 2004). Algunas capas temáticas fueron elaboradas mediante distintas herramientas que ofrece IDRISI (e.g., canteras, alternativas de uso de la tierra, ecosistemas, sistema de lomadas, pendientes, piedemontes, pivotes de riego, principales puntos turísticos, servicios ecosistémicos, zonificación propuesta para el Partido de Balcarce). El resto de la información empleada se tomó de bibliografía confiable. Si bien el Partido presenta una superficie de 412111 ha, la superficie efectiva analizada fue menor, ya que la clasificación de coberturas del suelo empleada fue extraída de un estudio previo de cobertura realizado para la Cuenca de Mar Chiquita, el cual excluía un sector no perteneciente a dicha cuenca (9% de la superficie, en el suroeste del Partido).

Paso 2. Análisis del ámbito afectado

En este paso se realizó una descripción del medio físico natural y de los principales aspectos socioeconómicos del Partido de Balcarce utilizando la bibliografía existente y la información espacial del SIG. El componente principal de este paso fue la determinación de los principales tipos de ecosistemas del Partido y los servicios ecosistémicos (SE) claves que ofrecen. A este efecto, la secuencia operativa fue la siguiente:

- Identificación y distribución espacial de los principales tipos de ecosistemas: para realizar el mapeo de los distintos ecosistemas se utilizaron las siguientes variables, disponibles como capas de información del SIG: clasificación de las coberturas del suelo (período agrícola 2005-2006), altitud e hidrografía. La clasificación de coberturas estaba basada sobre imágenes satelitales Landsat TM (Thematic Mapper) y fue proporcionada por

el Laboratorio de Geomática (UIB). Las capas se superpusieron empleando el módulo OVERLAY de IDRISI Andes

- Provisión de SE por los distintos tipos de ecosistemas: se identificaron los principales SE que provee cada ecosistema a través de la consulta al panel de expertos y la bibliografía existente (Millennium Ecosystem Assessment 2005)

Paso 3. Análisis del OAT

El objetivo de este paso fue recopilar y analizar la información relevante relacionada con el ordenamiento actual del territorio. El procedimiento fue el siguiente:

- Descripción general del OAT: en esta etapa se describió el ordenamiento actual del territorio rural. Se utilizó la información espacial del SIG y la bibliografía existente sobre la zona bajo estudio. Para describir el uso agropecuario se utilizó la clasificación de coberturas del suelo 2005-2006 ya mencionada, diferenciando seis clases de cobertura: cultivos, pasturas implantadas, pastizal natural, forestaciones, agua y afloramientos rocosos en el área serrana
- Descripción del contexto legal: en esta etapa se sintetizó la legislación nacional, provincial y municipal relevante en materia de ambiente y ordenamiento territorial
- Descripción del marco institucional y agentes implicados: en esta etapa se sintetizó el contexto institucional del OAT identificando las disposiciones, organismos y autoridades relacionados con el mismo

Paso 4. Evaluación preliminar de los principales impactos ambientales del OAT

En este paso se evaluó la provisión de SE del Partido y luego se realizó una estimación preliminar de los principales impactos sobre dichos SE como consecuencia de cambios en el uso del suelo asociados al modelo de desarrollo actual. Las etapas fueron las siguientes:

a) Análisis de la provisión de SE por ecosistema: se basó sobre la adaptación[□] de una propuesta metodológica actualmente en desarrollo dentro del Área Estratégica Gestión Ambiental del INTA (Evaluación funcional de los servicios de los ecosistemas, Viglizzo, et al., Capítulo 1 en este libro). A cada ecosistema identificado se le asignó una valoración relativa en una escala de 0-100 según su capacidad de proveer cada SE considerado. La provisión total de SE de cada ecosistema resultó de la sumatoria de siete SE. Dichos SE fueron calculados empleando ecuaciones que integran variables climáticas, de terreno y de la vegetación. Los SE considerados y procedimientos de cálculo empleados fueron:

1. Servicio de protección del suelo = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (I_a / 100) * (1 - P_d) * 1.75$
2. Servicio de captura de carbono = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * (1 - P_a) * 1.5$
3. Servicio de purificación y provisión de agua = $PPN * (1 - CV_{PPN}) * C_i * P_d * 1.75$

1. Servicio de conservación de biodiversidad = $PPN * (1 - CVPPN) * I_a * F_{\text{término}} * F_{\text{naturalidad}} * 2$
2. Servicios de control de disturbios = $I_a * (P_a / 100) * 1.25$
3. Servicio de metabolización de desechos = $PPN * (1 - CVPPN) * I_a * P_{ca} * F_{\text{término}} * 1.75$
4. Servicio provisión de bienes de uso directo = $PPN * I_{cos} * F_{\text{calidad}} * 1.75$

donde:

- PPN: productividad primaria neta anual estimada a través del índice verde normalizado expresado en una escala relativa (0-100)
- CV_{PPN} : coeficiente de variación de la PPN
- P_d : factor corrección por pendiente media del área en estudio
- I_a : ingreso de agua al sistema. Es calculado como: lluvia/(escurrimiento/100)
- P_a : superficie cubierta por cuerpos de agua
- C_i : capacidad de infiltración del suelo analizado
- $F_{\text{término}}$: factor térmico de la región
- $F_{\text{naturalidad}}$: indicador de naturalidad/complejidad estructural del ambiente
- P_{anegable} : porcentaje de ocupación de la planicie anegable
- P_{ca} : porcentaje de ocupación de cuerpos de agua
- I_{cos} : índice cosecha global del bien producido
- F_{calidad} : factor de calidad
- Valores numéricos: coeficientes de corrección

Luego, para cada SE los valores fueron estandarizados considerando 1 al máximo valor que tomó cada SE en todos los ecosistemas evaluados. Por último, se realizaron mapas de provisión de cada SE, asignando a cada ecosistema los valores estandarizados.

b) Importancia social de cada SE: la consulta a los actores sociales sobre la importancia asignada a cada SE es un paso que debe ser incorporado en el proceso de valoración de los mismos. Dado que el alcance de esta evaluación no incluyó la participación pública, se consultó a un grupo reducido de profesionales de la UIB a través de un cuestionario. En este cuestionario cada persona

consultada debía ordenar el conjunto de SE considerados en el estudio según la importancia relativa que a su criterio le asignara; el cuestionario iba acompañado por una breve descripción de cada SE.

c) Análisis de los cambios de uso del suelo: a través del módulo de IDRISI “Land Change Modeler” se analizaron los cambios en las coberturas de la tierra del Partido de Balcarce entre 1986-1987 y 2005-2006, lo que permitió determinar las tendencias que operan en la actualidad en la dinámica de uso del territorio y la provisión de SE.

d) Identificación y análisis de riesgo de áreas clave en la prestación de SE relevantes: luego de haber aplicado el modelo (a) y en función de los SE que resultaron priorizados (b), se identificaron las áreas que resultaban claves en la prestación de dichos SE. Luego, se cotejó la consistencia entre el uso actual de esas áreas y el uso adecuado en función de la conservación de los SE identificados como relevantes. Las zonas de riesgo quedaron definidas como aquellas donde el uso actual entraba en conflicto con el uso adecuado para garantizar la prestación del SE.

e) Jerarquización de áreas por necesidad de protección de SE relevantes: en función del análisis de riesgos realizado en el punto anterior y de los SE priorizados, se clasificaron las áreas de prestación de SE en función del uso actual siguiendo una escala relativa de riesgo (áreas verdes: riesgo bajo, áreas amarillas: riesgo intermedio y áreas rojas: riesgo alto).

Paso 5. Identificación de áreas críticas para el desarrollo de alternativas al OAT

En esta etapa, luego de haber estudiado el OAT y determinado los principales impactos ambientales y ámbitos afectados, se identificaron áreas críticas a ser consideradas para el planteo de alternativas de uso de la tierra. Para la identificación de estas áreas se empleó la “técnica de evaluación multicriterio” (EMC) a través del módulo MCE de IDRISI (opciones “intersección booleana” o “combinación lineal ponderada” según el SE considerado). Cada alternativa tuvo como objetivo maximizar uno de los SE priorizados a través de la consulta mencionada en el punto (b) del Paso 4. Para establecer los criterios que guiaron la evaluación de criticidad de las áreas y los valores asignados a las mismas se consultó al panel de expertos y la bibliografía sobre el tema.

Paso 6. Presentación de propuestas para el desarrollo del Plan de OT

Se identificaron elementos relevantes a ser considerados en el desarrollo de una propuesta de POTR para el Partido de Balcarce sobre la base de la combinación de las alternativas emergentes de las áreas críticas identificadas y de los aspectos más relevantes estudiados. Esta propuesta tuvo como premisa la valoración y la conservación de los servicios ecosistémicos más relevantes, como base para un desarrollo rural que conserve el capital natural a largo plazo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Partido de Balcarce comprende parcialmente dos subregiones naturales dentro de la región pampeana: la Pampa Deprimida y la Pampa Austral (Soriano et al. 1991). La Pampa Austral está caracterizada por la presencia del sistema serrano de Tandilia. Por este motivo, presenta una

gran variedad de ambientes que permitió definir 14 ecosistemas (Paso 2) considerando ambas subregiones naturales (Tabla 1).

Tabla 1. Ecosistemas del Partido de Balcarce. (*La primera cobertura dentro de cada unidad fisiografica representa el ecosistema original).

Unidad fisiográfica	Tipo de cobertura*	Ecosistema resultante
Pampa Deprimida (alturas entre 0 y 100 m)	Pastizal	Pastizal en Pampa Deprimida
	Pastura	Pastura en Pampa Deprimida
	Cultivo	Cultivo en Pampa Deprimida
	Forestaciones	Forestaciones en Pampa Deprimida
	Agua	Agua en Pampa Deprimida
Pampa Austral - lomas (alturas mayores a 100 m)	Pastizal	Pastizal en Pampa Austral
	Pastura	Pastura en Pampa Austral
	Cultivo	Cultivo en Pampa Austral
	Forestaciones	Forestaciones en Pampa Austral
	Agua	Agua en Pampa Austral
Pampa Austral - sierras	Pastizal	Pastizal en sierra
	Pastura	Pastura en sierra
	Cultivo	Cultivos en sierra
	Forestaciones	Forestaciones en sierra

Estos ecosistemas prestan a la sociedad diversos SE, en muchos casos en forma simultánea. De acuerdo a la propuesta metodológica empleada [punto (a) del Paso 4] los ecosistemas que más SE brindan son los pastizales y las forestaciones, en particular en las sierras y luego en la Pampa Austral (Tabla 2).

Tabla 2. Valor funcional de los SE por ecosistema en el Partido de Balcarce.

SE	S _{protec suelos}	S _{capturaC}	S _{provB}	S _{purif agua}	S _{disturb}	S _{biodiv}	S _{desechos}	Total
Ecosistemas								
Forestaciones en sierra	1.000	1.000	0.002	1.000	0.001	1.000	0.001	4.004
Pastizal en sierra	0.864	0.691	0.142	0.605	0.001	0.864	0.001	3.167
Forestaciones en PA	0.273	0.991	0.006	0.857	0.002	0.938	0.017	3.082
Forestaciones en PD	0.029	0.400	0.005	0.660	0.005	0.625	1.000	2.724
Pastizales en PA	0.252	0.685	0.379	0.344	0.002	0.864	0.015	2.541
Cultivos en PA	0.108	0.491	1.000	0.540	0.001	0.050	0.007	2.197
Pastura en sierra	0.663	0.557	0.344	0.418	0.001	0.166	0.001	2.150
PA pasturas	0.169	0.552	0.434	0.564	0.002	0.193	0.010	1.926
Cultivo en sierra	0.301	0.433	0.875	0.271	0.000	0.030	0.000	1.911
Pastizales en PD	0.017	0.259	0.260	0.305	0.005	0.359	0.575	1.778
Cultivos en PD	0.008	0.174	0.875	0.261	0.004	0.036	0.289	1.647
Pasturas en PD	0.014	0.223	0.367	0.336	0.005	0.155	0.495	1.595
Agua en PA	0.027	0.000	0.000	0.001	1.000	0.119	0.159	1.307
Agua en PD	0.006	0.000	0.000	0.001	1.000	0.093	0.124	1.224

Referencias: PA = Pampa Austral; PD = Pampa Deprimida

De acuerdo a la encuesta realizada [punto (b) del Paso 4] los tres SE priorizados fueron: servicio de provisión y purificación de agua, servicio de protección de suelos y servicio de provisión de bienes de uso directo (en su mayoría, alimentos mediante agricultura).

A través del módulo Land Change Modeler de IDRISI se calcularon las ganancias y las pérdidas en hectáreas para cada tipo de cobertura en un periodo de 20 años [punto (c) del Paso 4]. Como puede observarse en la Figura 2, el cultivo fue el ecosistema que más avanzó, mientras que el pastizal natural resultó el ecosistemas más afectado.

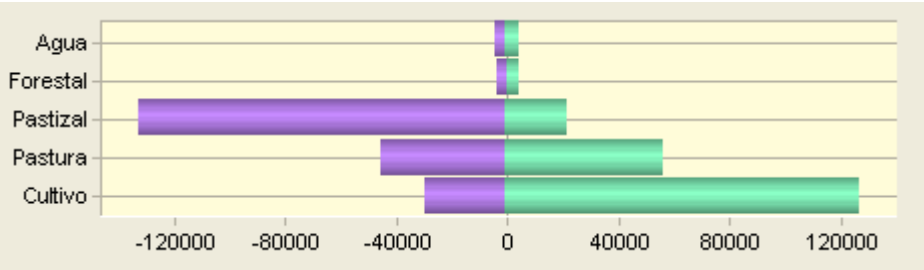


Figura 2. Ganancias y pérdidas de cobertura (ha) entre los periodos agrícolas 1986-87 y 2005-06.

De las 110560 ha de pastizal transformadas, 79709 ha fueron destinadas a cultivos, 26859 ha fueron destinadas a pasturas, 1994 ha fueron destinadas a forestaciones y 1998 ha pasaron a áreas inundadas. Los pastizales pertenecientes a la Pampa Deprimida se redujeron en 57%, principalmente por la conversión a cultivos (60%) y a pasturas implantadas (30%), mientras que los pastizales de la Pampa Austral se redujeron en 80%, principalmente por conversión en tierras

de cultivos. Estos resultados reflejan la tendencia a la conversión de tierras para la agricultura que opera en la actualidad en el territorio del Partido, de manera similar a la situación de vastas áreas del país (Maceira et al. 2005). Este cambio trae aparejado una pérdida significativa de SE claves que en nuestro caso eran provistos por el ecosistema más afectado: el pastizal.

Las áreas clave en la prestación de los SE prioritarios [punto (d) del Paso 4] resultaron las siguientes. En el caso del SE de provisión y purificación de agua, las áreas clave fueron los cursos de agua y su vegetación ribereña dentro de una franja de 50 m hacia cada lado, las sierras (incluyendo la zona de piedemonte hasta 50 m), las forestaciones y los pastizales. En el caso del SE de protección de suelos, las zonas identificadas como claves fueron las sierras y sus piedemontes. Para el SE de provisión de bienes de uso directo (agricultura), se consideró la superficie cultivada en cada clase de capacidad de uso de los suelos y se consideraron prioritarias para este uso las correspondientes a capacidad de uso de I a IV.

En tales áreas se identificaron las zonas donde existía conflicto entre el uso actual y el uso adecuado para garantizar la prestación de los SE claves y se las jerarquizó según una escala de riesgo [alto, intermedio y bajo; punto (e) del Paso 4]. Para estas zonas se consideraron usos adecuados los pastizales y montes, intermedios las pasturas cultivadas, e inadecuados los cultivos de cosecha (Tabla 2); las explotaciones mineras también se incluyeron entre los usos no adecuados en estas áreas, aunque no se presentan en esta síntesis. El 51% de los cuerpos de agua y su vegetación ribereña y el 19% de las áreas de sierras y sus piedemontes fueron clasificadas en la categoría de riesgo alto. En el caso del SE de provisión de bienes agrícolas se consideró uso no adecuado a la agricultura en suelos con capacidad de uso mayor a IV, y correspondieron a esta categoría el 23.7 % de las zonas cultivadas.

Luego se identificaron las áreas críticas para el planteo de alternativas al OAT orientadas a maximizar cada uno de los SE priorizados (Paso 5). Las alternativas consideradas fueron las siguientes.

1) Maximización del servicio de provisión y purificación de agua: las zonas prioritarias a conservar bajo esta alternativa fueron todos los piedemontes (pendientes entre 3 y 6 grados) y las áreas de lomadas (pendientes entre 1 y 2.5 grados), por su aporte relevante a la recarga natural de acuíferos. También se priorizaron los cursos de agua con su vegetación ribereña (buffer de 50 m) por su potencial para la purificación del agua. El mapa resultante fue enmascarado con el mapa de restricciones (zonas que no proveen el SE: áreas urbanas, red vial, caminos y explotaciones mineras), resultando que 24% del Partido de Balcarce presenta alto potencial de provisión de este SE.

2) Maximización del servicio de protección suelo: bajo esta alternativa se priorizó la conservación de las áreas del Partido donde el servicio de protección de suelos es más relevante. Teniendo en cuenta que la cobertura vegetal es la principal protección contra la erosión y que cuanto mayor es la pendiente más importancia cobran esas coberturas, los criterios planteados en la EMC para la construcción de esta alternativa fueron combinados a través del módulo de combinación lineal ponderada (WLC) (del inglés, "weight linear combination") en el que los factores fueron estandarizados en un rango numérico común y luego fueron combinados por medio de un promedio ponderado. Como resultado se obtuvo un mapeo de adecuación continua (0: zonas donde no hay provisión del SE y 255: zonas donde la provisión del SE es máxima), que luego fue enmascarado con restricciones booleanas. Los valores más altos correspondieron a las zonas de frente serrano y piedemonte.

3) Maximización del servicio de provisión de bienes de uso directo (producción agrícola-ganadera): esta alternativa exploró el potencial de expansión para la producción agropecuaria que ofrecen áreas del territorio aún no explotadas en su máxima expresión productiva. En esta alternativa se plantearon dos opciones: 3.1) maximización de la producción agrícola únicamente, a cuyo efecto se identificaron áreas no cultivadas en suelos con capacidad de uso de I-IV, y 3.2) maximización tanto de la producción agrícola como de la ganadera, para lo cual se identificaron áreas sin cultivos ni pasturas implantadas en suelos con capacidad de uso I-IV. En el caso de la opción 3.1, las áreas con capacidad de uso de I-IV donde aún no se practicaba agricultura representaron sólo 14.3% de la superficie del Partido estudiada. Bajo la opción 3.2, las áreas con suelos de capacidad de uso I-IV en donde aún no se practicaba agricultura ni había pasturas implantadas representaron apenas 5.4% de la superficie del Partido. Estos resultados indican que el potencial de expansión de las actividades agropecuarias en el Partido, en particular de la agricultura, es escaso o nulo. Dicho en otros términos, la alternativa analizada refleja el escenario vigente que es el de maximización de la producción agropecuaria. Por este motivo, sólo las dos alternativas anteriores representan alternativas reales al actual modelo de desarrollo del espacio rural en el Partido de Balcarce.

Por último, luego de haber identificado las potencialidades y limitantes del territorio, sugerimos que el desarrollo de una propuesta de POTR para el Partido de Balcarce (Paso 6) orientada a garantizar la provisión sustentable de los diferentes servicios ecosistémicos analizados considere la siguiente zonificación básica (Figura 3).

- Áreas de tipo 1: definidas por las sierras y sus piedemontes, los cursos de agua y la vegetación ribereña. Estos ambientes son claves en la provisión de los siguientes SE: provisión y purificación de agua, protección de suelo, conservación de biodiversidad y recreación y turismo
- Áreas de tipo 2: definidas por las lomadas próximas a los bloques serranos. En estas áreas es relevante la provisión de los siguientes SE: provisión y purificación de agua y producción de bienes agrícolas
- Áreas de tipo 3: definidas básicamente por la prestación del SE provisión de bienes de uso directo de origen agropecuario. El tipo de suelo en estas áreas determina la condición o no de sustentabilidad para las diferentes prácticas productivas. En tal sentido, y desde la perspectiva de la producción agropecuaria, comprendería dos subáreas:
 - 3.1. Subáreas predominantemente agrícolas: integradas por los suelos con capacidad de uso de I-IV
 - 3.2. Subáreas predominantemente ganaderas: integradas por los suelos con capacidad de uso V-VII

La definición de las áreas por su provisión principal de SE supone que el uso que se le asigne debería ser tal que no comprometa esa prestación. Por ejemplo, un área de tipo 3.2 no debería ser usada para realización de agricultura de cosecha porque esto podría comprometer la sustentabilidad en la prestación del SE de producción de bienes agropecuarios para el Hombre. Pero un área de tipo 3.1 podría ser usada para cualquiera de las dos producciones o para cualquier otra actividad que suponga una presión de uso igual o menor. A su vez, las tierras que dentro de las áreas de tipo 2

se dediquen a agricultura deberían emplear estrictos criterios de sustentabilidad de modo de no comprometer el servicio de provisión y purificación de aguas. Por su parte, en las áreas de tipo 1 se deberían promover actividades que mantengan o incrementen la cobertura vegetal permanente, como la ganadería controlada y el ecoturismo.

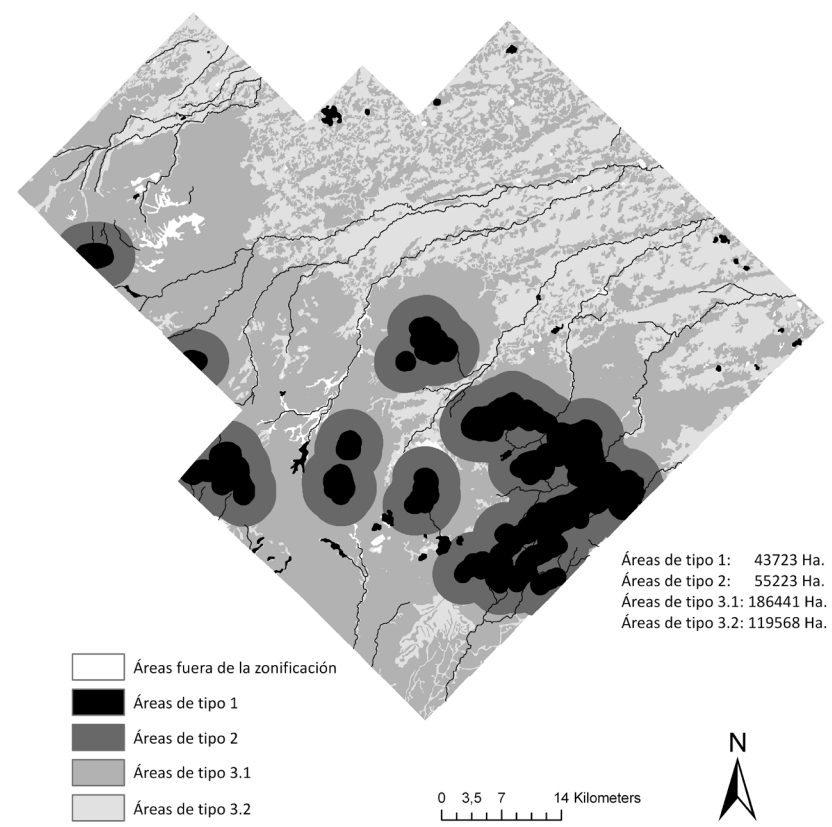


Figura 3. Zonificación propuesta para el Partido de Balcarce.

Para ordenar el territorio rural del Partido se debería construir un camino estratégico que lleve al estado/meta deseado/a. Las medidas que se implementen deberían, como primer objetivo, identificar los usos adecuados (incluyendo las tecnologías apropiadas) en cada tipo de área y procurar eliminar o atenuar las presiones generadas por usos no adecuados que en la actualidad comprometen la prestación de servicios ecosistémicos relevantes. Aunque este trabajo es de tipo preliminar, los resultados obtenidos indican que el escenario actual de uso del territorio en el Partido de Balcarce está muy sesgado hacia la maximización del servicio de provisión de bienes de uso directo, en especial de productos agrícolas, lo que podría comprometer la capacidad de ciertos ecosistemas en la prestación de otros servicios ecosistémicos clave como la provisión y purificación del agua y la protección de los suelos. Tales ecosistemas, constituidos en su mayoría por las sierras y su entorno y por los cuerpos de agua, también son relevantes en la conservación de la diversidad biológica y configuran escenarios naturales que forman parte del patrimonio natural y cultural del Partido, de alto potencial para el desarrollo de componentes complementarios al desarrollo agropecuario, como el turístico y recreativo.

Análisis crítico de la metodología

El trabajo realizado muestra que la EAE constituye un soporte conceptual y metodológico apropiado para incorporar la dimensión ambiental en el desarrollo de planes de ordenamiento territorial. El protocolo de EAE propuesto y desarrollado resultó una herramienta útil tanto para evaluar los impactos ambientales del modelo actual de uso de la tierra en el territorio como para analizar alternativas de OTR según diferentes prioridades en los objetivos de desarrollo.

El enfoque basado sobre la evaluación funcional de los servicios ecosistémicos según grandes tipos de ambientes resultó integrador y eficiente para la escala de análisis del trabajo, y permitió diferenciar de forma clara las aptitudes y las restricciones de los diferentes ecosistemas presentes en el territorio estudiado. No obstante, una metodología más precisa de evaluación y mapeo de SE podría ser necesaria en estudios de mayor detalle como, por ejemplo, la planificación de cuencas dentro del Partido o el desarrollo de proyectos de infraestructura.

Si bien la metodología propuesta hizo hincapié sólo en el eje ecológico, podría adaptarse perfectamente para integrar los ejes económico y social, y proporcionaría así una herramienta más integral en el proceso de toma de decisiones durante la formulación de un POTR.

BIBLIOGRAFÍA

Brown, A. y R. Therevil. 2000. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. *Impact Assessment and Project Appraisal* 18(3):183-189.

Gómez Orea, D. 2002. Ordenación territorial. Ediciones Mundi-Prensa. Editorial Agrícola Española.

González, A., A. Gilmer, R. Foley, J. Sweeney y J. Fry. 2006. Aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en la Evaluación Ambiental Estratégica y su Contribución a la Toma de Decisiones. Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA). www.iirsa.org (último acceso 24/10/2010).

IHOBE, Sociedad Pública de Gestión Ambiental. 2006. Manual de las buenas prácticas de la evaluación ambiental estratégica en la Unión Europea. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco. Serie Programa Marco Ambiental N° 58.

INTA. 2005. Plan Estratégico Institucional 2005-2015. www1.inta.gov.ar/pei/ (último acceso: 24/10/2010).

Jiliberto, R. 2006. Sentando las bases para una nueva aproximación a la EAE. Pp. 29-37 en: Caratti, P., H. Dalkmann y R. Filiberto (eds.). *Evaluación Ambiental Estratégica Analítica, hacia una toma de decisiones sostenible*. Editorial Mundi Prensa.

Lee, N. 1997. Evaluación Ambiental Estratégica aplicada a políticas, planes y programas. En: Lorca, M. e I. Sobrini Sagaseta (eds.). *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*. Editorial Trotta. Serie medio ambiente.

Maceira, N.O., K. Zelaya, J. Celemín y O. Fernández. 2005. Evaluación preliminar del uso de la tierra y elementos para el mejoramiento de la sustentabilidad. Reserva de la Biosfera de Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires. INTAMAB/UNESCO. Edición INTA en CD.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Oñate, J., D. Pereira, F. Suárez, J. Rodríguez y J. Cachón. 2002. *Evaluación Ambiental Estratégica: la evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas*. Ed. Mundi Prensa, Madrid.

Ortiz, U.M. 2007. Producción agropecuaria y medio ambiente: propuestas compartidas para su sustentabilidad. Primera edición. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina. Pp. 55.

Partidario, M. 2003. Course Manual: Strategic Environmental Assessment, current practices, future demands and capacity-building needs. International Association for Impact Assessment. IAIA Training Courses.

Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Río de La Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Ecosystems of the world*, 8A. Elsevier, Amsterdam.

Tomás, M., M. Farenga, M.V. Bernasconi, G. Martínez, H. Massone, et al. 2004. Atlas Digital del Partido de Balcarce. I.S.B.N. 987-544-095-7. Publicación digital.

Valpreda, C., M. Gudiño y M. Villegas de Lillo. 2003. La Evaluación de Impacto Ambiental y el Ordenamiento Territorial. www.cifot.com.ar/proyeccion/admin/app/webroot/index.php/frontend/fichaArticulo/26 (último acceso 25/10/2010).

Viglizzo, E. y F. Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.

Viglizzo, E., L. Carreño, J. Volante y M. Mosciaro. *Valuación de bienes y Servicios Ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa?* Capítulo 1 de este libro.

Capítulo 20

MANEJO AGRÍCOLA Y SECUESTRO DE CARBONO

Constanza Caride, José M. Paruelo y Gervasio Piñeiro

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. IFEVA. CONICET-FAUBA. Email
Caride: ccaride@agro.uba.ar.

Resumen. El Hombre modifica la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada hacia la obtención de bienes con valor de mercado. Este manejo modifica el funcionamiento del ecosistema y disminuye la provisión de algunos otros servicios que los ecosistemas brindan a la sociedad pero que no están considerados en el costo del producto. Varios de esos servicios se ven afectados por cambios en el ciclo del carbono. En este trabajo estudiamos dichos aspectos en los argiudoles, suelos de alta aptitud agrícola, de la Pampa Ondulada. Para ello nos propusimos: i) caracterizar de manera explícita en términos espaciales a partir de sensores remotos el uso y las labores realizadas, ii) analizar mediante el modelo de simulación CENTURY la evolución del carbono edáfico bajo los distintos manejos presentes y iii) evaluar la situación actual de secuestro de carbono en el nivel regional mediante la generación de distintos escenarios. Los resultados muestran que la mayor parte de la superficie se encuentra bajo agricultura continua y la labranza más difundida es la siembra directa. De acuerdo a las simulaciones la secuencia de cultivos que genera una mayor pérdida de carbono del suelo sería “soja1^{ra}/maíz” bajo labranza convencional y sin fertilizar, mientras que la que genera las mayores ganancias sería “soja1^{ra}/trigo-soja2^{da} (6 años) alfalfa (4 años)” en siembra directa y con alta fertilización de los cultivos. En el nivel regional, si se parte de un valor de carbono del suelo (de 0 a 20 cm) de aproximadamente 80 t/ha, y si se consideran constantes los esquemas de manejo actual (i.e., rotaciones, labores y fertilización), las pérdidas de carbono orgánico del suelo promediarían 15% en 60 años.

INTRODUCCIÓN

En el nivel global, los pastizales, en particular los templados, son uno de los biomas más transformados por la acción del Hombre (Hannah et al. 1995, Hoekstra et al. 2005, Ellis y Ramankutty 2008). Las transformaciones realizadas por el ser humano y el manejo agrícola-ganadero alteran la composición y estructura del ecosistema para dirigir la energía fijada a la obtención de bienes con valor de mercado.

Tanto el tipo de uso y manejo realizado por el Hombre como el ecosistema sobre el que éste se desarrolla, determinan la calidad y la cantidad de bienes y servicios que se proveen o que se dejan de proveer (Viglizzo y Frank 2005, Paruelo et al. 2006). Los cambios en la composición y la estructura de los ecosistemas de pastizal modifican su funcionamiento, es decir la magnitud y distribución espacio-temporal de los reservorios y los flujos de los elementos, como la productividad primaria neta (Guerschman y Paruelo 2005, Jobbágy et al. 2006), las emisiones de nitrógeno de los diferentes niveles tróficos (Piñeiro et al. 2006) o la evapotranspiración (Nosetto et al. 2005). La aplicación de fertilizantes, el laboreo del suelo o las quemadas son perturbaciones que modifican de forma directa los ciclos biogeoquímicos del sistema.

La productividad primaria neta (PPN) representa la energía que entra al sistema y que queda disponible para los organismos heterótrofos (Odum 1983). En el nivel global, los humanos nos apropiamos de manera directa (consumo) o indirecta (pérdida) de más de 15% de la productividad primaria neta generada por la totalidad de los ecosistemas terrestres. En la Región Pampeana, la porción de la PPN apropiada es 26.4% (Guerschman 2005). Reducir la productividad primaria neta o derivar parte de ella a productos exportables disminuye de manera directa o indirecta la provisión de servicios ecosistémicos de soporte, provisión y regulación (Millenium Assessment 2005).

Entre los servicios ecosistémicos que brindan los pastizales y que se ven afectados por el uso del suelo se incluyen la conservación de la biodiversidad, el control de la erosión, la provisión de nutrientes y el mantenimiento de la composición atmosférica (Sala y Paruelo 1997). Estos tres últimos están muy vinculados al contenido de carbono orgánico del suelo (COS), el mayor reservorio de carbono como componente de la materia orgánica en estos sistemas (Burke et al. 1989). La materia orgánica/COS está relacionada de manera estrecha y directa con la estabilidad de los agregados y con la resistencia a la erosión (Tisdall y Oades 1982, Lal 2007). Además, una mayor cantidad de materia orgánica incrementa la disponibilidad de nutrientes para las plantas (en particular el nitrógeno) y mejora la eficiencia en el uso de fertilizantes debido a su elevada capacidad de intercambio catiónico, que evita el lavado precoz de los nutrientes a napas más profundas (Kramer et al. 2006). Las pérdidas de COS, en su mayor parte como CO₂ (gas de efecto invernadero), afectarían la integridad edáfica, la provisión de nutrientes y la composición atmosférica. El mantenimiento o la incorporación del carbono atmosférico (CO₂) al suelo, por lo general llamado secuestro de carbono, impactarían de manera favorable sobre los niveles de provisión de estos servicios. El uso del suelo, ganadero o agrícola, y el tipo de manejo que se implemente dentro de cada uno de estos sistemas afectará su capacidad de secuestrar carbono y, en consecuencia, la de proveer o no algunos de los servicios ecosistémicos mencionados.

Los suelos de pastizal han sido considerados de gran relevancia en el nivel global para el secuestro de carbono (Scurlock y Hall 1998, Shuman et al. 2002). Para que cumplan dicha función el

balance de carbono (entradas-salidas) del suelo debe ser positivo. La PPN (entrada de carbono) en pastizales está asociada principalmente a la precipitación, mientras que la respiración (salida de carbono) se asocia en mayor grado a la temperatura (Webb et al. 1978, Cole et al. 1993). Por esta razón, la acumulación de COS en el nivel regional se correlaciona de forma positiva con la relación precipitación/temperatura (Álvarez y Lavado 1998). En el nivel local, es decir dentro de cada región, las decisiones de manejo como la secuencia de cultivos, la fertilización u otras labores culturales cobran mayor importancia en la regulación de la dinámica del carbono (Viglizzo et al. 2004).

El cultivo determina el momento y el volumen de tejido vegetal incorporado al suelo y la relación C/N del mismo. Esto depende del ciclo del cultivo (i.e., anual o perenne, de invierno o de verano), la eficiencia en la absorción y conversión de la radiación (propia del cultivo y dependiente de la disponibilidad de recursos), y del índice de cosecha. La relación C/N depende de la especie y las condiciones de crecimiento, y por lo general es mayor en los cereales que en las leguminosas (Cadisch et al. 1994).

La remoción del suelo realizado en los sistemas de labranza convencional aumenta la aireación del suelo e incorpora al mismo los residuos vegetales en superficie. Esto modifica diferentes factores que controlan la respiración (e.g., la temperatura del suelo, el contenido de agua, el pH y el contacto entre el suelo y los residuos) (Liu et al. 2006). Los planteos en siembra directa minimizan las perturbaciones mecánicas del suelo, reducen la tasa de descomposición y, en consecuencia, disminuyen la pérdida de COS (Balesdent 2000). El sistema de siembra directa también reduce la pérdida de materia orgánica por erosión ya que deja un mayor porcentaje del suelo cubierto con rastrojo (Fu et al. 2006).

La Pampa Ondulada es el área con mayor historia agrícola de Argentina (Solbrig y Morello 1997, Viglizzo 2001). Antes del año 1500, el uso realizado por las comunidades indígenas generó muy poca modificación del ambiente original. Con la llegada de los españoles y la introducción de herbívoros domésticos, el ecosistema pasó a tener, en su mayor parte, un uso netamente ganadero (Giberti 1954). Debido a la falta de mano de obra, de cercos de protección y de medios de transporte, los cultivos agrícolas sólo se realizaban en pequeña escala en las cercanías a los pueblos (Sbarra 1964). A finales del siglo XIX, la promoción de la inmigración, la difusión del alambrado y el crecimiento de la red ferroviaria determinaron cambios en los patrones de uso del suelo e incrementaron la superficie agrícola (Hall et al. 1992). A mediados del siglo XX, factores tanto ecológicos como económicos condujeron a sistemas de explotación mixtos agrícola-ganaderos que restauraban las propiedades físicas y químicas de los suelos durante el ciclo ganadero (Solbrig y Morello 1997). En la década del '70 ocurrió un nuevo aumento de la participación de la agricultura como respuesta a la introducción de la soja y la difusión del doble cultivo trigo-soja^{2da}, que generaba mayor rentabilidad al tener dos cosechas en una misma campaña (Senigaglia et al. 1997). A principios de la década del '90, la difusión de la siembra directa y el menor precio de los insumos favorecieron la expansión e intensificación de la producción agrícola (i.e., mayor uso de fertilizantes, pesticidas, equipos de riego etc.), lo cual resultó en un aumento de los rendimientos en los cultivos y un desplazamiento de la ganadería a zonas menos productivas (Viglizzo et al. 2001, Paruelo et al. 2005). La aparición de la soja RR (resistente al herbicida Glifosato) en el año 1996 simplificó su manejo y aumentó en forma marcada la superficie destinada a este cultivo, disminuyendo la participación de los cereales (i.e., trigo y maíz) y en particular del girasol. El uso más o menos intenso de los suelos en esta zona provocó una reducción en el contenido de

materia orgánica debido, fundamentalmente, a un balance negativo de carbono y a la erosión hídrica. (Álvarez 2001, Viglizzo 1994). Álvarez (2001) muestra que en la Pampa Ondulada hubo una reducción promedio de 35% de materia orgánica en los primeros 15 cm de suelo con respecto a su contenido original. Michelena et al. (1988) estimaron un adelgazamiento promedio de 3 a 5 cm durante los últimos 100 años en la misma zona debido al uso agrícola. Es difícil establecer cuánto de la pérdida de suelo observada se debe a un balance de carbono negativo y cuánto a la erosión, pero se estimó que éstas contribuyen en 58% y en 42%, respectivamente (Álvarez 2006).

¿Cuál es el impacto de las prácticas de manejo sobre la dinámica del COS? La respuesta a esta pregunta es clave para comprender cómo el uso del suelo afectará la capacidad de secuestrar carbono de los ecosistemas de pastizal o permitirá mantener niveles adecuados de fertilidad. En este trabajo caracterizamos las diferentes prácticas de manejo presentes en la zona de estudio y evaluamos como estas afectan el COS respecto de una situación de referencia poco modificada. También realizamos estimaciones de pérdidas de COS en la escala regional, para lo cual tuvimos en cuenta tanto las pérdidas de carbono de cada manejo en particular como la participación de cada uno de estos manejos en la superficie total analizada.

Los objetivos específicos de este trabajo son, entonces: i) realizar una caracterización espacialmente explícita del uso del suelo (rotaciones) y de las labores realizadas en la actualidad en los suelos argiudoles de la Pampa Ondulada, ii) simular, mediante el modelo CENTURY (Parton et al. 1987), los efectos de los diferentes manejos (i.e., uso del suelo, labores y fertilización) sobre el contenido de COS, y iii) generar estimaciones regionales de pérdida de COS para la situación actual y para diferentes escenarios de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en los pastizales templados del Río de la Plata, en el norte de la Provincia de Buenos Aires, y se corresponde con la escena Landsat Path 226 Row 084 (Figura 1). Integra una superficie de 3114318 ha que comprende parte de tres distritos fitogeográficos: la Pampa Ondulada, la Pampa Interior y la Pampa Inundable (Soriano 1991). Los tipos de suelo predominantes en la zona a nivel taxonómico de gran grupo son: argiudol, hapludol, natracuol, argialbol y natracualf, en ese orden (Figura 1). Nuestro análisis se centra en los argiudoles de la Pampa Ondulada de esta escena (1294488 ha), que representan 28% de la superficie total de argiudoles de este distrito fitogeográfico. La precipitación media anual en ese área es de 978 mm y la temperatura media anual 16.5 °C (INTA-Pergamino promedio 1967-2004).

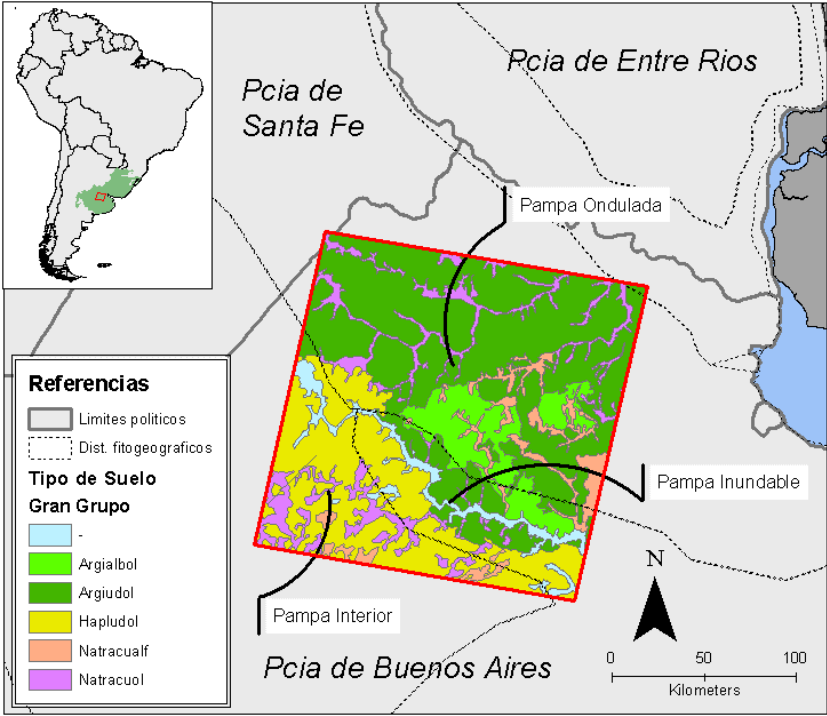


Figura 1. Área de estudio, distritos fitogeográficos que la componen (Soriano 2001) y tipos de suelos presentes (INTA-SAGyP 1990). Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Caracterización del manejo

Uso del suelo

Para caracterizar el uso del suelo en la zona se realizaron cinco clasificaciones de cobertura, una por campaña entre los años 2000 y 2005, a través del uso de imágenes de los sensores Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+. Cada clasificación se realizó con no menos de tres imágenes distribuidas en el tiempo, las que fueron corregidas geométrica y radiométricamente para obtener información georeferenciada de reflectancia en superficie (Chander et al. 2007). Las clasificaciones fueron del tipo supervisada, se aplicó el algoritmo “maximum likelihood” (Lillesand y Kiefer 1994) y se utilizó información de todas las longitudes de onda captadas por los sensores, con excepción de la banda térmica por tener menor resolución espacial. Los datos de campo corresponden a registros georeferenciados de las distintas coberturas del suelo distribuidos sobre las principales rutas incluidas en la escena. Los datos de campo se dividieron al azar utilizando 70% de la información para entrenar el algoritmo y el restante 30% para su evaluación. Mediante las clasificaciones se discriminaron los principales tipos de cobertura presentes en la zona: 1-agua, 2-recursos forrajero, 3-trigo-soja^{2da}, 4-maíz y 5-soja^{1ra}. Se aplicó a cada clasificación un filtro de moda de 3 x 3. Las zonas urbanas, todos los pueblos presentes en el vector de poblaciones del Atlas de Suelos de la República Argentina (INTA-SAGyP 1990), fueron eliminadas del análisis.

Las cinco clasificaciones fueron superpuestas para realizar el estudio temporal y determinar las rotaciones “tipo” según la participación de cada cultivo en esos cinco años. Para el análisis se utilizaron las rotaciones que ocupaban más de 1% de la superficie; todas ellas totalizaron más de 90% del área bajo estudio.

Labores

La clasificación de labores se generó a partir de valores de reflectancia (debidamente corregidos) de la imagen Landsat 5 TM del 25 de septiembre de 2004. Según la evolución de la superficie sembrada de maíz y soja^{1ra} en la zona para esa campaña, obtenida de los informes semanales de la SAGPyA (promedio de las delegaciones Bragado, Junín y Pergamino), se supuso que en esa fecha los cultivos de verano aún no habían emergido. Los datos de campo utilizados para realizar la clasificación fueron obtenidos durante los meses de septiembre y octubre de 2004. Al igual que para las clasificaciones de uso, 70% de la información seleccionada al azar fue utilizada para entrenar el algoritmo mientras que el restante 30% fue utilizado para su evaluación. A partir de la clasificación de uso de la campaña 2004-2005 se generó y aplicó una máscara de la superficie que no correspondía a cultivos de verano de primera ocupación y se realizó una clasificación supervisada (“maximum likelihood” - todas las bandas a excepción de la 6), discriminándose las clases “siembra directa” y “labranza convencional”.

La evaluación de la precisión de todas las clasificaciones realizadas se hizo mediante la matriz de confusión (Congalton 1991) y el cálculo del coeficiente Kappa con su error estándar (Cohen 1960, Fleiss et al. 1969). El procesamiento de las imágenes satelitales se realizó con el software ENVI 4.1 (ENVI Research Systems, Inc. Copyright © 2004) y el análisis espacial con el software Arcgis 9.1 (ESRI, Copyright ©2005).

Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Para cuantificar el cambio de COS debido al manejo se utilizó el modelo de simulación CENTURY 5.4.3 (Parton et al. 1987) calibrado para la Región Pampeana por Piñeiro et al. (2006). El modelo simula la dinámica del carbono, de diferentes nutrientes (N, P y S, los dos últimos opcionales) y del agua para bosques, sabanas, estepas, pastizales y agroecosistemas. El submodelo de materia orgánica del suelo incluye tres reservorios de materia orgánica: activa, lenta y pasiva, con rangos de descomposición diferentes: 1-5, 20-40 y 100-1000 años, respectivamente. Es de paso mensual y las entradas son información correspondiente al sitio (clima y suelo) y manejo (cultivos, labores, fertilización, pastoreo etc.). Para mayor información consultar www.nrel.colostate.edu/projects/century5/ (último acceso: 02/11/2010).

Los datos climáticos corresponden al promedio de 38 años (1967-2004) registrados en INTA-Pergamino. Los parámetros del suelo fueron obtenidos del Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires (SAGyP-INTA 1989) y se corresponden con el argiudol que mayor superficie ocupa en el área de estudio (argiudol típico, fino (M17tc2)). Para los datos de manejo se utilizaron las rotaciones “tipo” obtenidas con las clasificaciones y las labores consideradas fueron labranza convencional y siembra directa. En cuanto a la práctica de fertilización se tuvo en cuenta sólo el agregado de nitrógeno, y se supuso la ausencia de limitaciones por otros nutrientes. Se evaluaron tres niveles de fertilización para los cultivos: i) sin fertilización, ii) la fertilización promedio reportada por la FAO para los cultivos de la Región Pampeana en la campaña 2002-2003 (trigo: 40 kg N/ha, maíz: 28 kg N/ha y soja: 2 kg N/ha) (FAO 2004), y iii) el doble de la fertilización promedio. No se asignó fertilización a los recursos forrajeros ni a la soja^{2da}. El consumo de herbívoros fue determinado siguiendo la metodología utilizada por Piñeiro et al. (2006) y fluctuó entre valores de 4% de la productividad primaria neta aérea (PPNA) para el pastoreo nativo y 67% de la PPNA para el pastoreo actual. Los parámetros de los cultivos utilizados corresponden a genotipos y rendimientos actuales.

Las simulaciones se desarrollaron en tres etapas: la primera, con pastoreo de herbívoros nativos, hasta llegar al nivel de estabilización de COS (6000 años; 95.94 t/ha); la segunda de 300 años de uso ganadero (animales domésticos) con ajuste de carga cada 100 años, llegando a un valor de COS de 79.32 t/ha que fue considerado como valor “de referencia”, y la tercera con 60 años de los diferentes manejos a evaluar.

Estimación regional de cambio en el COS

La estimación de cambio en el COS actual en el nivel regional se realizó a partir de las rotaciones “tipo” derivadas de las clasificaciones de uso del suelo, la clasificación de labores y los valores resultantes del CENTURY para los distintos manejos con fertilización promedio. A los lotes que no tenían información de labores (los que en la campaña 2004-2005 estaban con trigo-soja^{2da} o recurso forrajero) se los consideró bajo siembra directa. Además de la estimación de cambio en el COS bajo el manejo actual a nivel regional se realizaron estimaciones de cambio en el COS bajo diferentes escenarios de uso. Por último, se representó de manera espacial la magnitud del cambio del COS en una grilla de celdas hexagonales de 5 km de lado (6495 ha).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del manejo

Uso del suelo Todas las clasificaciones del uso del suelo presentaron valores adecuados de precisión total (>90%) (Anexo). Considerando a los recursos forrajeros continuos como pastizales y a los recursos forrajeros que estaban en rotación con agricultura como pasturas de alfalfa, las rotaciones “tipo” obtenidas para el período analizado (2000-2005) fueron once: seis de agricultura continua, cuatro de rotación agrícola-ganadera y una de ganadería continua, lo cual representó una superficie de 54%, 16.3% y 29.7%, respectivamente. Las rotaciones que participaron en mayor proporción dentro de la agricultura continua fueron soja1ra/trigo-soja2da/maíz (19%) y el monocultivo de soja1ra (14%), mientras que las restantes participaron con menos de 10% cada una (Figura 2). La primera de estas dos rotaciones se corresponde con la rotación básica para la zona (CREA 1996), mientras que la segunda se corresponde con el manejo de mayor retorno económico a corto plazo (Lorenzatti 2004).

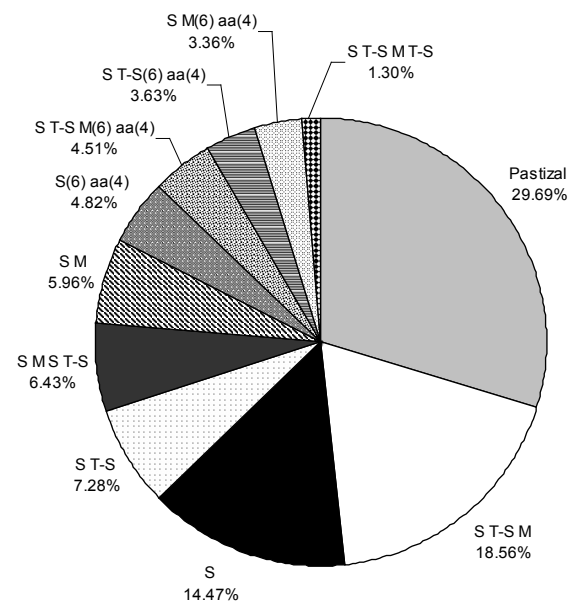


Figura 2. Rotaciones “tipo” derivadas del análisis temporal de las clasificaciones del uso del suelo para el período 2000-2005. Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa.

Labores

La precisión total de la clasificación de tipos de labores (labranza convencional vs. siembra directa) fue de 96%. En la clasificación se observó que la siembra directa es el sistema predominante en ambos cultivos de verano, 76% para soja1ra y 66% para maíz. Según estimaciones de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA), para toda la Provincia de Buenos Aires la superficie de soja1ra bajo siembra directa durante esa campaña fue de 68% y para el maíz de 53%. Tanto la clasificación obtenida como las estimaciones de la SAGPyA señalan que la soja1ra tiene mayor porcentaje de su superficie bajo siembra directa que el maíz. La diferencia entre el porcentaje bajo siembra directa de soja1ra y el porcentaje bajo siembra directa de maíz de la clasificación (10%) es menor que la diferencia entre los datos reportados por la SAGPyA (15%). Además, la clasificación presenta mayor superficie bajo siembra directa que la SAGPyA tanto para soja1ra como para maíz. Estas diferencias podrían deberse a las distintas escalas de análisis ya que el área estudiada representa solo una porción de la provincia y no integra la zona del sudeste bonaerense donde la siembra directa ha tenido una menor difusión (Studdert et al. 2008).

Efecto del uso, las labores y la fertilización sobre el COS

Los planteos de agricultura continua en los argiudoles de la Pampa Ondulada generarían una reducción del COS de entre 4 y 37%. Un aumento del COS se podría generar en cambio en algunas rotaciones agrícola-ganaderas con fertilización (2-10%) (Tabla 1).

Tabla 1: Cambios en el COS (%) simulados luego de 60 años bajo diferentes manejos (rotación, labor y fertilización) en un argiudol típico de la Pampa Ondulada Los datos entre paréntesis representan los años con esa secuencia. S: soja1ra; T-S: trigo-soja2da; M: maíz; aa: alfalfa.

Uso	Rotación	Labranza convencional			Siembra directa		
		Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2	Sin fertilización	Fertilización promedio	Fertilización promedio x2
Agricultura Continua	S	-34%	-34%	-34%	-28%	-28%	-28%
	S T-S	-29%	-17%	-7%	-26%	-15%	-7%
	S M	-37%	-26%	-18%	-31%	-22%	-14%
	S M S T-S	-35%	-26%	-17%	-29%	-19%	-10%
	S T-S M T-S	-31%	-16%	-5%	-27%	-11%	-4%
	S T-S M	-34%	-24%	-15%	-29%	-16%	-5%
Rotación Agric-gan 6/4	S (6) aa (4)	-12%	-12%	-11%	-4%	-4%	-4%
	S T-S (6) aa (4)	-7%	-5%	-3%	-1%	4%	10%
	S M (6) aa (4)	-16%	-12%	-9%	-6%	-1%	3%
	S T-S M (6) aa (4)	-13%	-9%	-5%	-4%	2%	9%
Ganadería Continua	Pastizal						
		-9%					

En las rotaciones de agricultura continua, todas las simulaciones mostraron pérdidas de COS luego de 60 años, incluso las fertilizadas con las mayores dosis. Las mayores pérdidas se dieron en la rotación “soja1ra/maíz” bajo labranza convencional y sin fertilización (37%) y las menores en la rotación “soja1ra/trigo-soja2da/maíz/trigo-soja2da” bajo siembra directa y fertilizado (promedio * 2) (4%). La exportación de los granos en los planteos agrícolas retira del sistema grandes cantidades de nutrientes. El nitrógeno en el suelo es clave para la formación de materia orgánica ya que la relación C/N de ésta es muy poco variable. El nitrógeno exportado debe ser repuesto entonces mediante la fertilización o la implantación de praderas con leguminosas (que generen un balance positivo de nitrógeno en el suelo) para mantener los niveles de materia orgánica. Varios autores alertan que a pesar del aumento de fertilizante aplicado en el país desde la década del '90 estos volúmenes no llegan a reponer los nutrientes exportados del sistema por los granos, provocándose degradación química y física de los suelos (Flores y Sarandón 2002, Díaz Zorita 2005, García 2007).

Las bajas dosis de fertilización nitrogenada en soja1ra, que por lo general sólo derivan de la fertilización fosforada con fosfato diamónico (DAP) a la siembra (FAO 2004, Austin et al. 2006), no redujeron las pérdidas de COS bajo ninguno de los dos sistemas de labranza (ver Tabla 1 - monocultivo de soja1ra). La fertilización nitrogenada no es una práctica difundida en el cultivo de soja debido a que reduce la fijación biológica, fuente de nitrógeno de menor costo pero que solo llega a cubrir entre un 20-50% del nitrógeno exportado en las semillas, lo que genera balances negativos estimados en la Región Pampeana entre 42 y 126 kg/ha (Austin et al. 2006). Algunas opciones a analizar para disminuir las pérdidas de nitrógeno del suelo durante el cultivo de soja incluyen la fertilización nitrogenada de liberación lenta por debajo de la zona de nodulación o la aplicación de nitrógeno durante los estadios reproductivos en ambientes de alto rendimiento (>4500 kg soja/ha) (Salvagiotti et al. 2008).

En las simulaciones, el cultivo de maíz en la rotación demostró un efecto más negativo que la soja en el balance de carbono ya que las pérdidas en combinación con ésta son mayores que las del monocultivo de soja1ra. Estos resultados contrastan con los efectos observados a campo donde la

participación del cultivo de maíz por lo general aumenta los contenidos de carbono del suelo por una mayor incorporación de biomasa de residuos (Liu 2006). Sin embargo el balance negativo de nitrógeno del maíz sin fertilización puede llegar a ser mayor que el de la soja afectando esto a la acumulación de materia orgánica del suelo (Darwich 2004). Esta situación se revierte cuando hay aportes de nitrógeno por fertilización, siendo entonces las pérdidas de la rotación soja1^{ra}/maíz menores a las del monocultivo de soja1^{ra}.

Se observó también un efecto positivo de la participación trigo-soja2^{da} en la rotación que se incrementa hacia mayores niveles de fertilización. Sus causas serían el mayor aporte de carbono como resultado de un aumento en la productividad primaria neta por mayor captura de radiación en el año (Caviglia et al. 2004) y las mayores dosis de fertilizante aplicadas al cultivo de trigo con respecto a los otros (FAO 2004).

Dentro del uso agrícola-ganadero se observaron tanto pérdidas como ganancias de carbono en el suelo. Las mayores pérdidas se encontrarían en la rotación soja1^{ra}/maíz (6 años) alfalfa (4 años) en labranza convencional y sin fertilización (16%) y las mayores ganancias en la rotación soja1^{ra}/trigo-soja2^{da} (6 años) alfalfa (4 años) bajo siembra directa y fertilizado (promedio x2) (10%). Las pérdidas de COS para todas las rotaciones agrícola-ganaderas sin fertilizante en labranza convencional fueron entre 2 y 4 veces menores que sus correspondientes de agricultura continua mostrando una vez más el efecto positivo de la incorporación de especies leguminosas perennes en la rotación cuando la fertilización no es una practica utilizada (Casanovas et al. 1995, Studdert et al. 1997, Díaz-Zorita et al. 2002, Miglierina et al. 2000). Estas diferencias fueron aún mayores bajo siembra directa, donde la incorporación de pasturas de alfalfa cuando los cultivos no fueron fertilizados redujo las pérdidas de COS entre 5 y 26 veces respecto de las encontradas bajo agricultura continua. Mediante la siembra directa, rotación con pasturas de alfalfa y aplicación de fertilizantes, la implementación de manejos que generan ganancias en el COS estaría al alcance del productor.

La ganadería continua sobre pastizal en la simulación generó perdidas de COS del 9%. Estas pérdidas están asociadas a cambios en las salidas de nitrógeno y sus fuentes del sistema. La incorporación de herbívoros domésticos aumentaría las emisiones de nitrógeno desde las heces y orina reduciendo el reservorio de nitrógeno del suelo. Este menor volumen de nitrógeno en el suelo limitaría la acumulación de materia orgánica y en consecuencia reduciría el volumen de COS, tornando al sistema más dependiente del abastecimiento externo de nitrógeno (Piñeiro et al. 2006). La fertilización con nitrógeno o interseembra de especies leguminosas que incorporen nitrógeno al sistema reduciría las pérdidas de COS.

Estimación regional de cambio en el COS

Al suponer el mantenimiento de los esquemas de rotación y labores actuales y considerar los valores de fertilización promedio provistos por la FAO para cada uno de los cultivos, la estimación regional de cambio de COS en 60 años (0-20 cm de profundidad) fue 15.9 Tg de carbono en 1294488 ha. Esto representa una caída en el COS de 15.5% respecto al valor de referencia. Considerando que los 300 años de pastoreo habrían reducido el COS en 14.7%, las pérdidas totales con respecto a la situación original (96 t/ha) serían de 30.2%.

Si se consideran dos escenarios de uso, uno que representa el manejo que genera mayores pérdidas de COS (rotación soja1^{ra}/maíz bajo labranza convencional y sin fertilización) y otro que representa el extremo opuesto, es decir las mayores ganancias (rotación soja1^{ra}/trigo-soja2^{da} (6 años) alfalfa (4 años) en siembra directa y con fertilización promedio x2), se puede obtener un rango de valores "posibles". En estos escenarios las variaciones de COS con respecto al valor de referencia fueron -37.6 Tg (-37%) y 10.1 Tg (10%), respectivamente. La situación actual se encuentra por debajo del promedio de estas dos situaciones, es decir más próxima a las mayores pérdidas que a las mayores ganancias, y muy por debajo del valor de referencia (Figura 3).

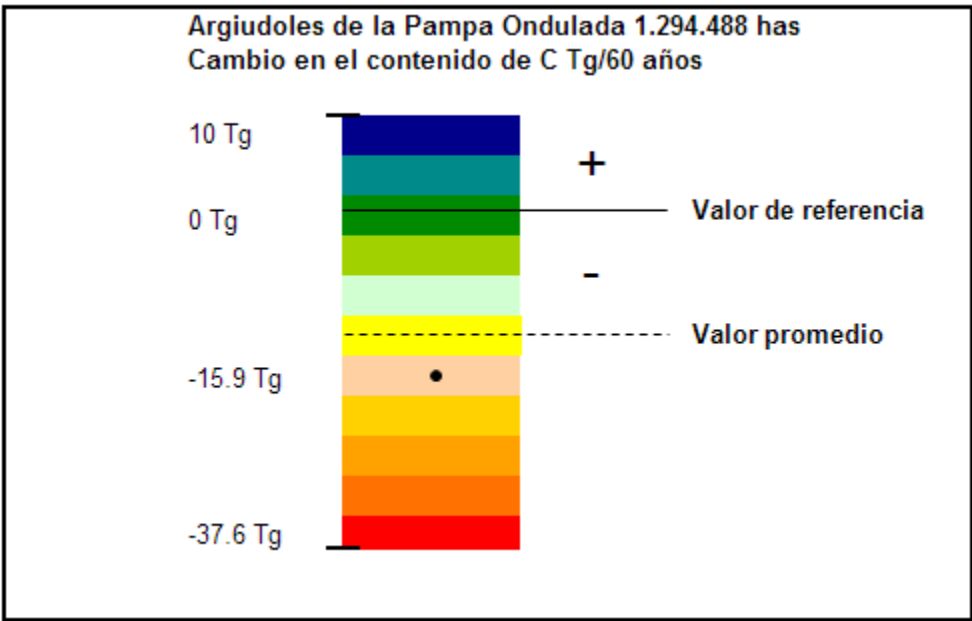


Figura 3. Pérdida de COS regional en 60 años (punto negro; partiendo del valor de referencia, asumiendo los esquemas de rotación y labores actuales constantes y considerando valores de fertilización promedio) con respecto al mejor y al peor escenario posible de contenido de COS en argiudoles de la Pampa Ondulada (rotación soja1^{ra}/trigo-soja2^{da} (6 años) alfalfa (4 años) en siembra directa con fertilización (promedio * 2) y rotación soja1^{ra}/maíz en labranza convencional sin fertilización, respectivamente). Cada color representa un cambio de 4.3 Tg. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

La información espacial muestra menores pérdidas de COS hacia el este y mayores hacia el oeste de la zona de estudio (Figura 4). Esto coincide con el tipo de uso dominante en cada área; la agricultura continua es el uso más difundido en las proximidades de Pergamino, mientras que la participación de las pasturas y los pastizales (recursos forrajeros) aumenta en los alrededores y al sur de San Antonio de Areco.

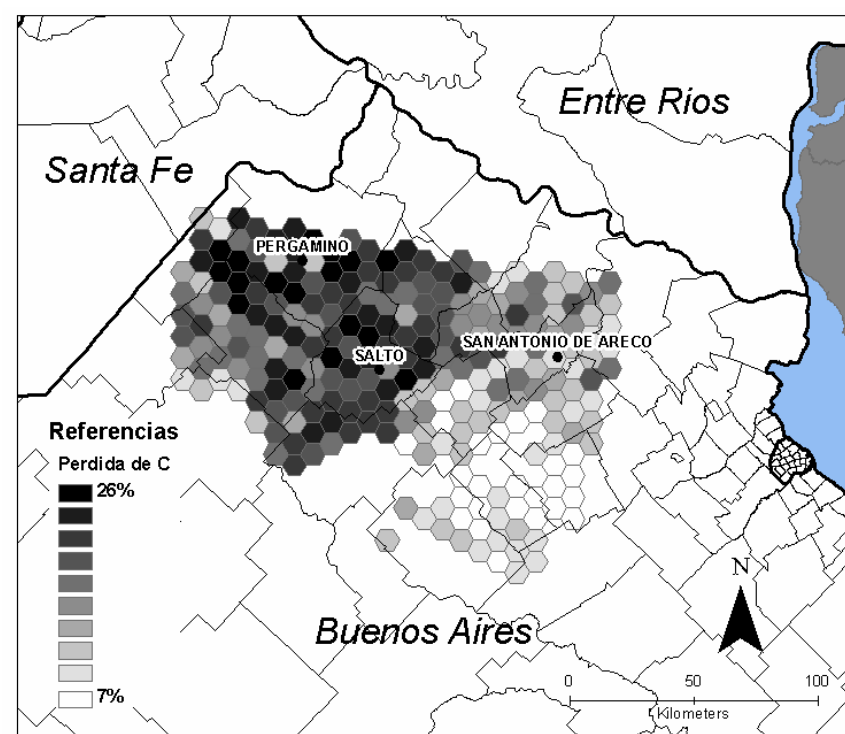


Figura 4. Pérdida de COS en % de la zona de estudio, argiudoles de la Pampa Ondulada. Los valores de cada unidad de grilla representa el valor resultado de los distintos manejos presentes en la misma con fertilización promedio.

CONCLUSIONES

El uso actual del suelo en la Pampa Ondulada está generando una pérdida importante de COS, lo que repercute en su capacidad de secuestro de carbono, un proceso al que se asocian varios de los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas de pastizal. Dentro de los manejos considerados, sólo con aumentar la participación de las pasturas con leguminosas en la rotación y con fertilizar los cultivos con dosis altas de nitrógeno se obtendrían ganancias de COS. La distribución espacial de las pérdidas de COS no fue homogénea en el área de estudio, y se observaron dos zonas con diferentes niveles: mayores pérdidas hacia el oeste y menores hacia el este.

La magnitud de las pérdidas totales en 60 años, si se tiene en cuenta la heterogeneidad espacial del manejo, serían de casi 15% con respecto a los valores pre-agrícolas (valor de referencia). Si bien la pérdida de carbono no tiene un comportamiento lineal, estos valores representarían una tasa de caída promedio de $204.7 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ó de 265025 t/año para la porción de territorio estudiada ($\sim 13000 \text{ km}^2$). Este valor anual es equivalente a 0.6% de las emisiones de carbono por consumo de combustible fósil a nivel nacional ($41679000 \text{ t C/año 2005 - CDIAC 2008}$). Si la tasa en el resto de las áreas agrícolas fuera sólo la mitad de la observada en la Pampa Ondulada (una

estimación conservadora), las emisiones del sector agrícola representarían más de 12% de las emisiones vinculadas a combustibles fósiles.

En el análisis realizado se pudo observar que tanto el uso (rotaciones) como la fertilización y las labores pueden modificar las pérdidas de COS producidas. Estas pérdidas de COS afectan de manera diferencial los distintos servicios ecosistémicos ya que algunos son locales (fertilidad y erosión) mientras que otros son globales (emisiones de CO_2). Para las emisiones de CO_2 por ejemplo, no solo hay que tener en cuenta las pérdidas de COS en el nivel de lote sino también el costo de carbono asociado a cada manejo implementado. El incremento en la superficie bajo siembra directa dada en las últimas dos décadas ayudaría a disminuir las tasas de pérdida de COS y emisiones de CO_2 dado que su implementación disminuye además el consumo de combustibles por requerir un menor número de labores mecánicas. Los fertilizantes por el contrario tienen un costo de carbono en su producción, transporte y aplicación que deberían ser tomados en cuenta para evaluar el balance neto de este manejo (C secuestrado-C emitido en su implementación). Tanto la siembra directa como la aplicación de fertilizantes aumentan las emisiones de óxido nítrico y la ganadería aumenta las emisiones de metano por parte del ganado, ambos gases de efecto invernadero que también deben ser considerados en los estudios de cambio global.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la financiación de las siguientes instituciones: CONICET por la beca de Constanza Caride, Inter-American Institute for Global Change Research (CRN 2031) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 3239 y 1764).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. y R.S. Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83:127-141.
- Álvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampas using the Century Model. *Soil Use and Management* 17:62-66.
- Álvarez, R., H.S. Steinbach, R.S. Lavado y F.H. Gutiérrez Boem. 2006. Materia orgánica: Valor Agronómico y dinámica en suelos Pampeanos. Ed. Facultad Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Pp. 205.
- Austin, A.T., G. Piñeiro y M. González-Polo. 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry* 79:45-60.
- Balesdent, J., C. Chenu y M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil y Tillage Research* 53:215-230.
- Burke, I.C., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach, et al. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Soc. of American Journal* 53:800-805.
- Cadisch, G., R.M. Schunke y K.E. Giller. 1994. Nitrogen cycling in a pure grass pasture and a grass-legume mixture on a red latosol in Brazil. *Tropical grasslands* 28:43-52.
- Casanovas, E.M., G.A. Studdert y H.E. Echeverría. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. II Efectos de los ciclos de agricultura y pastura. *Ciencia del suelo* 13:21-27.
- Caviglia, O.P., V.O. Sadras y F.H. Andrade. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. *Field Crops Research* 87:117-129.
- CEDIAC. 2008. Carbon Dioxide Information Analysis Center. cdiac.ornl.gov (último acceso: 04/11/2010).
- Chander, G., B.L. Markham y J.A. Barsi. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and remote sensing letters* 4:490-494.
- Cohen, J. 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement* 20(1):37-46.
- Cole, C.V., K. Paustian, E.T. Elliott, A.K. Metherell. D.S. Ojima, et al. 1993. Analysis of agroecosystem carbon pools. *Water Air Soil Poll.* 70:357-371.
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37:35-46.
- CREA (Consortio Regional de Experimentación Agrícola). 1996. Cuaderno de actualización técnica N° 57. MAÍZ. Buenos Aires. Argentina.
- Darwich, N.A. 2004. Sustentabilidad de los sistemas productivos. Seminario "Los cambios climáticos y sus consecuencias sobre la expansión agropecuaria y la sustentabilidad de los suelos" Bolsa de Cereales, Buenos Aires.
- Díaz Zorita, M. 2005. Cambios en el uso de pesticidas y fertilizantes. *Revista Ciencia Hoy* 15(87):28-29.
- Díaz Zorita, M., G. Duarte y J. Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 65:1-18.
- Ellis, E.C. y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology* 6:439-447.
- ENVI Research Systems. 2004. www.itvis.com (último acceso: 04/11/2010).
- ESRI. 2005. www.esri.com (último acceso: 04/11/2010).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. FAO Roma. Italia.
- Fleiss, J.L., J. Cohen y B.S. Everitt. 1969. Large sample standard errors of kappa and weighted kappa. *Psychological Bulletin* 72:323-327.
- Flores, C.C. y S.J. Sarandon. 2002. ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? El ejemplo del costo oculto de la pérdida de fertilidad del suelo durante el proceso de Agriculturización en la Región Pampeana Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105(1):52-67.
- Fu, G., S. Chena y D.K. McCool. 2006. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil y Tillage Research* 85:38-49.
- García, F.O. 2007. Intensificación Ecológica de los Sistemas de Producción de la Región Pampeana de Argentina. XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo-SLCS. León, Guanajuato, México.
- Giberti, H.C.E. 1954. Historia Económica de la ganadería Argentina. Ed. Raigal, Buenos Aires. Pp. 204.
- Guerschman, J.P. y J.M. Paruelo. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and planetary change* 47:170-180.

Guerschman, J.P. 2005. Análisis regional del impacto de los cambios en el uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas en la region Pampeana (ARGENTINA) Tesis de doctorado Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

Hall, A.J., C.M. Rebella, C.M. Ghera y J.Ph. Culot. 1992. Field crop systems of the Pampas. Pp. 413-450 en: Pearson, C.J. (ed.), *Ecosystems of the World, Field Crop Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam.

Hannah, L., J.L. Carr y A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and conservation* 4:128-155.

Hoekstra, J.M., T.M. Boucher, T.H. Ricketts y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology letters* 8:23-29.

INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). www.inta.gov.ar (último acceso: 23/10/2010).

INTA-SAGyP (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca). 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. INTA-SAGyP, Buenos Aires. Argentina.

Jobbágy, E.G., M. Vasallo, K.A. Farley, G. Piñeiro, M.F. Garbulsky, et al. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 10:109-124.

Kramer, B.S., J.P. Reganold, J.D. Glover, B.J.M. Bohannan y H.A. Mooney. 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *PNAS* 103:4522-4527.

Lal, R. 2007. Farming carbon. *Soil y Tillage Research* 96:1-5.

Lillesand, T.M. y R.W. Kiefer. 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley y Sons, New York. EE.UU.

Liu, X., S.J. Herbert, A.M. Hashemi, X. Zhang y G. Ding. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation - a review. *Plant Soil & Environment* 52:531-543.

Lorenzatti, S. 2004. Arrendamientos y rotaciones: ¿es posible compatibilizarlos? Soja en siembra directa. *AAPRESID*:5-8.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: our human planet*. Washington, D.C. Island Press. EE.UU.

Michelena, R., C. Irurtia, A. Pittaluga, F. Vavruska y M. Sardi. 1988. Degradación de los suelos en el sector Norte de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 6:60-66.

Miglierina, A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini y R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil y Tillage Research* 53:129-135.

Nosetto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* 11:1101-1117.

Odum, E.P. 1983. *Basic ecology*. International Thomson Publishing, Philadelphia. EE.UUParton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole y D.S. Ojima. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of American Journal* 51:1173-1179.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman., G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Verón, et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* 10:47-61.

Paruelo, J.M., J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Revista Ciencia Hoy* 15(87):14-23.

Piñeiro, G., J.M. Paruelo y M. Oesterheld. 2006. Potential long term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South American. *Global Change Biology* 12:1267-1284.

SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos). www.minagri.gob.ar (último acceso: 01/11/2010).

SAGyP-INTA (Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. Escala 1:500000 Buenos Aires. Pp. 522.

Sala, O.E. y J.M. Paruelo. 1997. Ecosystems services in grasslands. Pp. 237-252 en: Daily, G.C. (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Salvagiotti, F., K.G. Cassman, J.E. Specht, D.T. Walters, A. Weiss, et al. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research* 108:1-13.

Sbarra, N.H. 1964. *Historia del Alambrado en la Argentina*. EUDEBA. Buenos Aires. Argentina.

Scurlock, J.M.O. y D.O. Hall. 1998. The global carbon sink: a grassland perspective. *Global Change Biology* 4:229-233.

Senigagliesi, C., M. Ferrari y J. Ostojic. 1997. La degradación de los suelos en el partido de Pergamino En: ¿Argentina granero del mundo hasta cuándo? La degradación del sistema agroproductivo de la Pampa húmeda y sugerencias para su recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. Argentina.

Shuman, G.E., H.H. Janzen y J.E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental pollution* 116:391-396.

Solbrig, O.T. y J. Morello. 1977. Reflexiones generales sobre el deterioro de la capacidad productiva de la Pampa húmeda argentina. En: ¿Argentina granero del mundo hasta cuándo? La degradación del sistema agroproductivo de la Pampa húmeda y sugerencias para su recuperación. Centro de Estudios Avanzados de la Universidad de Buenos Aires; Harvard University; INTA; Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. Argentina.

Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Rio de la Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural Grasslands, Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam.

Studdert, G.A., G. Domínguez, M. Eiza, C. Videla y H.E. Echeverría. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Pcia. Buenos Aires. Argentina.

Studdert, G.A., H.E. Echeverría y E.M. Casanovas. 1997. Crop-Pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of American Journal* 61:1466-1472.

Tisdall, J.M. y J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33:141-163.

Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment* 83:65-81.

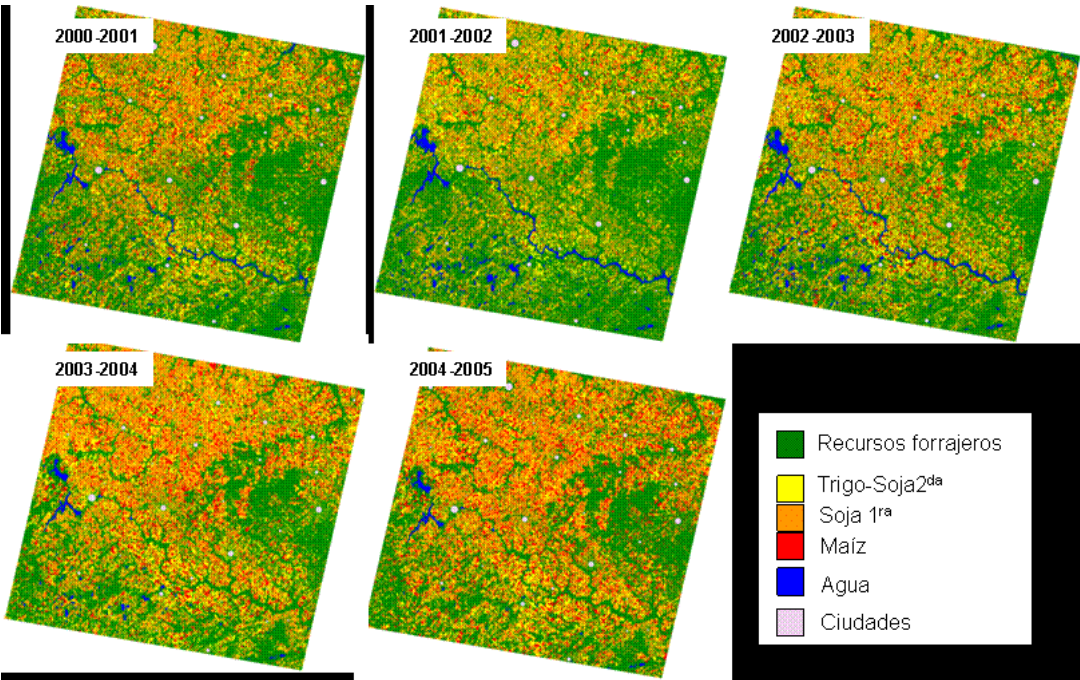
Viglizzo, E.F. y F.C. Frank. 2005. Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.

Viglizzo, E.F. 1994. El INTA frente al desafío del desarrollo agropecuario sustentable. *Desarrollo agropecuario sustentable*. INTA-INDEC. Pp. 85.

Viglizzo, E.F., A.J. Pordomingo, M.G. Castro, F.A. Lértora y J.N. Bernardos. 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101:39-51.

Webb, W., S. Szarek, W. Lauenroth, R. Kinerson y M. Smith. 1978. Primary productivity and water use in native forest, grassland and desert ecosystems. *Ecology* 59:1239-1247.

1. Clasificaciones de uso del suelo - Escena Landsat 226-084



Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

Campaña 2000-2001

Fechas: 17/11/2000, 12/01/2001, 09/03/2001
n total=254

Precisión	Total	0.91
Coefficiente	Kappa	0.89
Varianza	Kappa	0.02

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	100.00%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.45%	89.20%
trigo-soja 2da	78.67%	100.00%
maiz	78.26%	78.26%
soja 1ra	88.12%	89.00%

Campaña 2001-2002

Fechas: 09/09/2001, 22/12/2001, 23/01/2002
n total=302

Precisión	Total	0.96
Coefficiente	Kappa	0.95
Varianza	Kappa	0.03

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	100.00%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.25%	97.06%
trigo-soja 2da	100.00%	89.52%
maiz	90.79%	100.00%
soja 1ra	90.44%	93.89%

Campaña 2002-2003

Fechas: 17/12/2002, 18/01/2003, 23/03/2003
n total=354

Precisión	Total	0.94
Coefficiente	Kappa	0.93
Varianza	Kappa	0.02

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	91.26%	100.00%
Rec. Forrajeros	96.06%	89.86%
trigo-soja 2da	93.10%	92.31%
maiz	91.84%	98.90%
soja 1ra	95.10%	95.88%

Campaña 2003-2004

Fechas: 03/05/2003, 09/10/2003, 04/01/2004, 14/02/2004
n total=695

Precisión	Total	0.91
Coefficiente	Kappa	0.88
Varianza	Kappa	0.00

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	99.37%	100.00%
Rec. Forrajeros	88.25%	87.48%
trigo-soja 2da	84.57%	83.34%
maiz	90.59%	91.79%
soja 1ra	92.46%	93.36%

Campaña 2004-2005

Fechas: 25/11/2004, 30/12/2004, 04/03/2005
n total=1026

Precisión	Total	0.92
Coefficiente	Kappa	0.90
Varianza	Kappa	0.00

Clase	Prec. Productor %	Prec. Usuario %
Agua	98.62%	100.00%
Rec. Forrajeros	89.40%	54.63%
trigo-soja 2da	88.79%	98.30%
maiz	89.35%	95.57%
soja 1ra	94.52%	94.71%

Capítulo 21

EVALUACIÓN MULTICRITERIO PARA LA ZONIFICACIÓN DEL SERVICIO ECOSISTÉMICO EN EL MACROSISTEMA IBERÁ: AMORTIGUACIÓN HÍDRICA

Moira L. Achinelli, Ruth A. Perucca y Héctor D. Ligier

Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nacional Ecoregiones. E-mail Achinelli: melian10@yahoo.com.

Resumen. El macrosistema Iberá, con una extensión aproximada de 12100 km², comprende un complejo de ecosistemas con agua permanente, abastecidos por precipitaciones con un régimen de fluctuación hidrométrica gradual y una circulación lenta de agua debido a su pendiente escasa. La modificación del patrón del uso de la tierra podría resultar en una variación en la provisión del servicio de amortiguación hídrica. El objetivo de este trabajo es identificar paisajes, y áreas en estos paisajes, con distinto grado de provisión del servicio de amortiguación hídrica, estableciendo una jerarquía entre los distintos paisajes del macrosistema Iberá en función de la provisión de este servicio. Los resultados mostraron que ninguno de los sectores de los distintos paisajes analizados alcanzó el valor máximo esperado de amortiguación hídrica (1) ni el mínimo (0). El máximo valor obtenido (0.83) corresponde a un sector del paisaje (“depresión oriental iberana”) que presenta una muy alta amortiguación, mientras que el valor mínimo (0.05) corresponde al área del paisaje “planicie suavemente ondulada del Paraná”. El promedio general de amortiguación del macrosistema es igual a 0.48 y corresponde al rango de amortiguación media. Se observa un aporte diferencial por paisaje, lo cual denota la heterogeneidad del macrosistema para este servicio.

INTRODUCCIÓN

“This combination of ever-growing demands being placed on increasingly degraded ecosystems seriously diminishes the prospects for sustainable development” (MA 2005).

Los humedales, ya sean marinos o continentales, son superficies donde el agua (temporal o permanente) es el principal factor de control de la vida vegetal y animal, así como el medio donde se encuentran estos organismos (Ramsar Convention Secretariat 2006). Estos ambientes, integrados por una cantidad de componentes físicos, químicos y biológicos que interactúan, permiten que existan y que se mantengan determinados tipos de funciones ecosistémicas (de Groot et al. 2006). Los Esteros del Iberá corresponden a una paleollanura de origen fluvial, y conforman un complejo funcional de ambientes terrestres y acuáticos, y sus interfases (Neiff 1981).

Este trabajo pone atención sobre las interacciones entre los ecosistemas que afectan tanto el comportamiento de los ecosistemas individuales como del macrosistema¹, con relación a la provisión del servicio de amortiguación hídrica. De todos los servicios ecosistémicos que ofrece el Iberá, la amortiguación hídrica surge como el más relevante para la población de la Provincia de Corrientes. Según una encuesta realizada por la Fundación Vida Silvestre, las inundaciones representan el problema medioambiental más importante (Budani et al. 2006). Por otro lado, se han registrado avances en la presión de uso de la tierra en sectores de las márgenes de los grandes Esteros (Grupo EEA RRNN INTA 2005), lo cual plantea una relación de compromiso entre las posibilidades del uso productivo de la tierra y las necesidades de protección de los servicios que en la actualidad brindan esos ecosistemas.

Las áreas periféricas a la depresión iberana son las que reciben mayor presión de uso. En orden de importancia, dichos usos son: el ganadero, el forestal y el agrícola (Grupo EEA RRNN INTA 2005). A diferencia de los cultivos de secano, que transforman las tierras altas de la periferia, el arroz modifica las tierras por la sustitución del paisaje natural y por el bombeo del agua para riego. El cambio en el uso de la tierra por el cultivo de especies forestales trae aparejada una simplificación del paisaje y un mayor consumo de agua, en comparación con las pasturas naturales y pajonales del estero. El fuego (que los productores usan para el rebrote de especies palatables para el ganado), el sobrepastoreo y la erosión hídrica favorecen la formación de un microrelieve de túmulos y el arrastre de sedimentos. La demanda de suelos aptos para la actividad agrícola² conduce al drenaje de los humedales, al igual que las “obras de saneamiento” (canalización de humedales durante años muy lluviosos) (Neiff 2004). Experiencias realizadas en otros países muestran que el drenaje de humedales ha coincidido con un cambio de las funciones de estos ecosistemas (Brinson et al. 1981). En la actualidad, existen proyectos de desagüe para la región del Iberá, tendientes a bajar el nivel general del sistema y a ocupar tierras para la agricultura y la forestación (Neiff 1977). El descenso del nivel hidrométrico causaría cambios en la profundidad y en la extensión de las grandes lagunas (Neiff 2003).

La modificación del tipo de uso de la tierra, como la transformación de humedales en otro tipo de ambientes, podría resultar en una variación de la provisión del servicio de amortiguación hídrica.

¹ *“Sistema complejo que involucra varios ecosistemas y que constituye una unidad ecológica de funcionamiento debido a los flujos de materia y energía” (Neiff 2003).*

² *“La presión de algunos grupos de productores de Corrientes durante años hiperhúmedos determinó que las autoridades ambientales permitieran el desagüe de algunos bañados de la región del Iberá (Neiff 2004).*

Hoy en día, la Provincia de Corrientes cuenta con información sobre las características físicas, biológicas, culturales y socioeconómicas relevantes para la planificación y gestión de los Esteros y lagunas del Iberá. Sin embargo, la valoración de los servicios ecosistémicos provistos por el macrosistema, y en particular el de la amortiguación hídrica, no ha sido considerada. La relevancia del presente trabajo radica, sobre todo, en incluir la valoración de este servicio como un aporte para la planificación de acciones y el ordenamiento territorial del macrosistema Iberá.

El objetivo general del trabajo es brindar información útil para la toma de decisiones respecto al manejo y la preservación de áreas ecológicas críticas para el ordenamiento territorial en la Provincia de Corrientes.

En particular, el presente estudio intenta identificar paisajes, y áreas de los mismos, con distinto grado de provisión del servicio ecosistémico de amortiguación hídrica, estableciendo una jerarquía entre los distintos paisajes que conforman el macrosistema Iberá de acuerdo a la provisión de este servicio.

METODOLOGÍA

Este estudio se apoya en el análisis fisiográfico para la interpretación de imágenes de la superficie terrestre (Villota 1997) y la identificación en el terreno de los ecosistemas. A este fin se ha usado información generada en el Grupo de Recursos Naturales de la EEA INTA (2005). Se seleccionó información cartográfica y temática del área de estudio a una escala de 1:100000, correspondiente a períodos húmedos y secos. El uso de un sistema de información geográfica (SIG) permitió el análisis integrado de toda la información. Los polígonos de la cartografía digital de geomorfología corresponden a los fragmentos o áreas continuas homogéneas de paisaje. A cada uno de estos polígonos se los evaluó de acuerdo a los criterios seleccionados que contribuyen a la amortiguación hídrica. El software empleado fue el ArcGis 9.2, con el que se realizaron los geoprosesamientos necesarios para la aplicación de cada uno de los criterios de la evaluación y la obtención del mapa de provisión del servicio.

La evaluación multicriterio (EMC) es un conjunto de técnicas que resultan útiles para realizar el análisis y la toma de decisiones acerca de problemas que admiten un número preciso de opciones (Martínez y Escudey 1997), considerando múltiples criterios (Sugart 1998). Se utilizó la EMC para la zonificación de la provisión del servicio de amortiguación hídrica por paisaje. A fin de facilitar el análisis se tomaron en cuenta seis criterios, cada uno de los cuales se corresponde con un atributo o función del macrosistema que favorece la provisión del servicio. A su vez, los criterios elegidos debieron cumplir con las siguientes características: exhaustividad, economicidad, coherencia, noredundancia (independencia), mensurabilidad y operacionalidad (Martínez y Escudey 1997). La escala de medida utilizada para los criterios fue cuantitativa y cualitativa. Las medidas se expresaron en escalas cardinal (razón e intervalo), ordinal y nominal. Se utilizó la suma lineal ponderada para la integración algebraica de los criterios. La asignación de los pesos correspondientes a cada criterio fue establecida siguiendo la metodología de comparación por pares propuesta por Saaty en 1980, de acuerdo a lo expresado en Mena Frau et al. (2006).

MARCO CONCEPTUAL

El contexto teórico del trabajo incorpora nociones provenientes tanto de la Ecología de Paisajes como de la Ecología de Ecosistemas, y abarca (por lo tanto) conceptos de la estructura espacial y de las funciones de los sistemas naturales. Turner y Chapin (2005) señalan que la Ecología de Ecosistemas carece de un marco teórico que haga explícitas las funciones ecosistémicas en el espacio, sumado a que existen sólo unos pocos ejemplos de estudios empíricos sobre la base de los cuales se pueden desprender conclusiones generales. Lovett et al. (2005) enfatizan que los ecosistemas son sistemas abiertos que intercambian energía, materia, información y organismos con sus medios circundantes. Esto significa que los ecosistemas aparentemente separados en el espacio son, de hecho, partes interconectadas de un gran paisaje. Por lo tanto, es necesario considerar el ecosistema en el contexto fisiográfico. En este sentido, al ampliar el enfoque desde los ecosistemas individuales a una escala espacial de menor detalle es crucial tener en cuenta qué se entiende por heterogeneidad en un contexto físico, geográfico y ecológico, donde existen múltiples ecosistemas potencialmente interactuantes, y cuándo esta heterogeneidad resulta relevante con respecto a las funciones que prestan los ecosistemas (Lovett et al. 2005).

La perspectiva sistémica es incorporada usando como herramienta los diagramas de causalidad. Estos diagramas son útiles para estudiar temas interdisciplinarios ya que posibilitan la identificación y la comprensión de las posibles conexiones entre distintas partes del sistema aparentemente aisladas (Haraldsson 2000). Las funciones y procesos de los ecosistemas que conforman el complejo funcional del Iberá son abordados usando un modelo conceptual referido específicamente al servicio de amortiguación hídrica.

Funciones y servicios ecosistémicos

En muchas oportunidades, el término “función ecosistémica” ha sido referido en la literatura de maneras contradictorias (de Groot et al. 2002). De acuerdo con Sugart (1998), una función ecosistémica es un atributo relacionado con la dinámica del ecosistema, y que es consecuencia de uno o de múltiples procesos ecosistémicos, como por ejemplo la retención de nutrientes, la producción de biomasa y el mantenimiento de especies silvestres. También existe controversia acerca de cómo deben ser definidos los servicios ecosistémicos (Fisher et al. 2009).

Los servicios ecosistémicos son los aspectos del ecosistema utilizados (de forma pasiva o activa) por la sociedad para su bienestar. Si bien estructura, procesos y funciones ecosistémicos no son lo mismo, estos aspectos o características del ecosistema pueden ser considerados servicios en tanto sean utilizados de forma indirecta (servicios intermedios), o de forma directa (servicios finales) (Fisher et al. 2009). El servicio de amortiguación hídrica es la regulación de la fluctuación del nivel del agua en períodos de sequía-inundación, incluyendo el control de inundaciones aguas abajo debido a la acción retardadora del escurrimiento superficial por parte del macrosistema (Neiff 2003). Siguiendo el esquema de análisis propuesto por Fisher et al. (2009), la amortiguación hídrica provee dos servicios finales: la regulación de la fluctuación estacional del agua y el control de inundaciones aguas abajo. Los beneficios de la amortiguación hídrica son la protección de la propiedad y la disminución de la vulnerabilidad de los pobladores ubicados aguas abajo en períodos húmedos así como de los pobladores ubicados dentro de la cuenca en períodos de sequía-inundación.

El Iberá es un sistema particularmente llamativo en cuanto a la escasa diferencia entre las superficies anegadas en máxima y en mínima disponibilidad de agua del paisaje (Fontán 2005). Esto significa que tanto en épocas de lluvias como en períodos secos, el macrosistema regula el nivel de agua superficial de sus humedales, y minimiza las oscilaciones estacionales. Esta relación, denominada coeficiente de elasticidad (Neiff 1997), es menor en el macrosistema Iberá que en otros humedales³, lo cual indica la importancia de la amortiguación hídrica del sistema. Se cree que esta particularidad es lo que le brinda al macrosistema Iberá su magnífica capacidad de amortiguación, que hace que el caudal en los canales naturales de salida no sea proporcional a la entrada de agua al sistema proveniente de las precipitaciones (Neiff 2003). En otras palabras, un bajo coeficiente de elasticidad significa una mayor capacidad del sistema de amortiguar los disturbios en situaciones de máxima y mínima disponibilidad de agua.

En la actualidad, existe consenso respecto de que los ecosistemas naturales proveen servicios en la medida en que su integridad funcional y estructural (Naveh et al. 2001) se mantenga en el tiempo. Cuando los ecosistemas son intervenidos, la provisión de servicios cambia en tanto se modifican las estructuras y los procesos de los ecosistemas que los suministran (Farber 2006). Por lo tanto, al definir los servicios ecosistémicos se deben considerar no sólo los componentes del ecosistema sino también los del contexto social y político en el cual estos servicios son investigados y utilizados (Fisher et al. 2009). En esta línea, el presente trabajo muestra un diagrama de causalidad (Figura 1) o modelo conceptual en el cual es definido el servicio de amortiguación hídrica.

Diagrama de causalidad

La elaboración de modelos comienza con la construcción de un diagrama de causalidad (Haraldsson 2000), basado sobre información proveniente de fuentes secundarias. Un modelo, o formulación simplificada de la realidad (Odum 1992), sirve para comprender situaciones complejas en el contexto del análisis sistémico (Haraldsson 2000). La Figura 1 muestra las relaciones causaefecto de retroalimentación positiva y negativa entre los factores conductores, las funciones ecosistémicas y las características del macrosistema vinculadas a la provisión del servicio de amortiguación hídrica y los aspectos sociales que influyen en la valoración del servicio.

Los factores conductores (Figura 1) que provocan cambios en el estado y en el funcionamiento de los ecosistemas, ya sean factores naturales o antrópicos, son denominados indirectos cuando afectan a otros factores y directos si actúan sobre las funciones ecosistémicas vinculadas a la provisión del servicio de amortiguación hídrica. Cuando una variable cambia en la misma dirección que la otra se simboliza con un signo (+), y cuando varía en dirección opuesta, con un signo (-).

³ El coeficiente de elasticidad del Iberá fue estimado en 1.54, mientras que para los humedales del Chaco oriental, a igual latitud, alcanzó un valor de 12.35 (Neiff 2003).

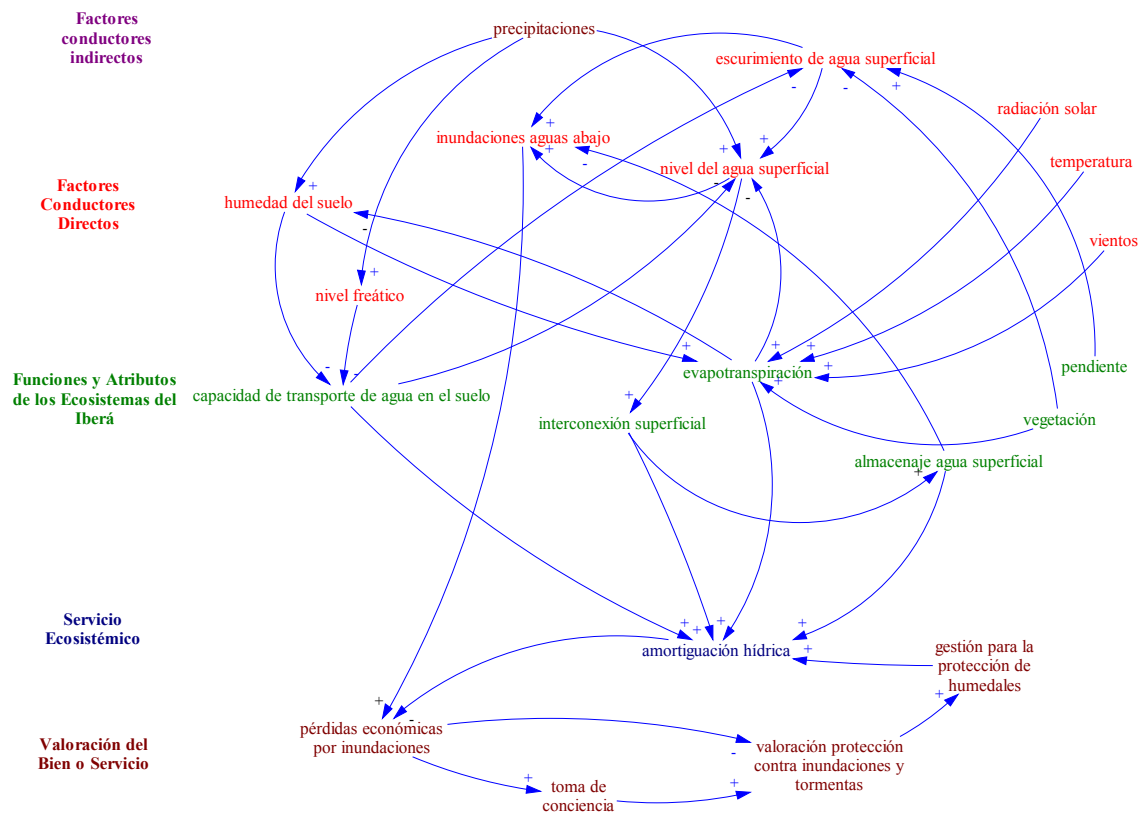


Figura 1. Diagrama de causalidad. Los colores denotan los principales componentes del sistema bajo análisis.

Las funciones almacenaje de agua, interconexión superficial, evapotranspiración, permeabilidad del suelo, pendiente gradual y vegetación (no sólo como superficie evapotranspirante sino como retardadora del escurrimiento superficial) contribuyen al mantenimiento de la provisión del servicio de amortiguación hídrica.

El sistema en su conjunto se comporta como una función de respuesta cuya característica principal es el almacenamiento, siendo la precipitación la principal variable de entrada al sistema, de modo que cualquier variación de la precipitación incidirá de forma sustancial sobre otros componentes del ciclo hidrológico, como el almacenamiento, el escurrimiento superficial, la evapotranspiración y la evaporación (ICA 1981). Este factor indirecto afecta a otros factores directos. Cuando las lluvias aumentan se eleva el nivel freático, la humedad del suelo y el nivel del agua en los humedales; esto, a su vez, incrementa las inundaciones y el escurrimiento superficial del agua.

Como factor de regulación del sistema, la pendiente, que es de tipo gradual, disminuye el escurrimiento superficial del agua. Además, la interconexión superficial, según señala Neiff (2003), provoca que las lagunas, esteros, bañados y arroyos intercambien sus aguas y organismos, que se retraigan y que se expandan según los períodos sean secos o lluviosos. Por lo tanto, si se eleva el nivel del agua en los humedales también aumenta la interconexión superficial y la capacidad de almacenaje de agua superficial del sistema. Esto compensa el nivel del agua superficial en los distintos humedales por medio de "las transfluencias que permiten una derivación en el espacio de la energía sobrante de una determinada entrada (precipitación) (ICA 1981). Sumado a esto, el vigor de la vegetación y el tamaño de la superficie evapotranspirante aumentan la salida de agua por evapotranspiración del sistema y el retardo del escurrimiento superficial. Las pérdidas por

evapotranspiración y evaporación, sumadas al escurrimiento, constituyen las principales salidas del sistema (ICA 1981). Otros factores indirectos como la temperatura, la radiación solar, la diferencia de presión de vapor, los vientos, los cambios en la presión barométrica y el tamaño de la superficie evapotranspirante influyen sobre la evaporación y la evapotranspiración. Al aumentar la evapotranspiración disminuye la humedad del suelo y el nivel de agua en los humedales (ICA 1981).

El hecho de que la población sea consciente de que las inundaciones en la provincia son un problema ambiental relevante, es importante para la valoración social del servicio de amortiguación hídrica. Asimismo, si la valoración de la provisión de este servicio es considerada como información estratégica en la planificación y el ordenamiento territorial del macrosistema, esto contribuirá a mejorar la gestión para la protección de humedales de modo que la provisión futura de este servicio no decaiga.

CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

El macrosistema funcional del Iberá actúa como una cubeta de almacenamiento superficial con un único aporte proveniente de las precipitaciones y pérdidas por evaporación. El único drenaje es el Río Corriente (Popolizio 2004). Este río es la salida natural del conjunto de esteros del Iberá hacia el Río Paraná (Neiff 2004). El ingreso de agua al Río Corriente proviene en su gran mayoría de las precipitaciones y valores no cuantificados del escurrimiento subterráneo (Fontán 2005).

El gradiente general es muy suave, generalmente menor de 1:2000. Su sentido es NE-SW (Neiff 2004), con líneas de flujo preferenciales sobre antiguos canales fluviales (Ferrati et al. 2003). Este complejo de ecosistemas palustres se encuentra interconectado por extensas lagunas unidas por cursos de agua de distinto orden (Neiff et al. 2005). Comprende ambientes leníticos con agua permanente, como lagunas, esteros y cañadas, así como cuerpos de agua temporarios [e.g., bañados y campos anegables (malezales)]. Los ambientes lóticos se encuentran representados por los afluentes y efluentes, incluyendo su valle de inundación y los canales secundarios, con y sin flujo permanente de agua (Neiff 1997). La red de conducción hidrográfica se abre en una masa turbosa de espesor y resistencia variable, que presenta un comportamiento dinámico en función de la magnitud de las precipitaciones y del estado general del sistema, reflejado por su altura hidrométrica (Neiff 2004).

Límite del área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca hidrográfica de los esteros del Iberá y nacientes del Río Corriente (Figura 2), abarcando una superficie de 1309000 ha (Grupo RRNN EEA INTA 2005) cuya cuenca principal es la del Río Corrientes.

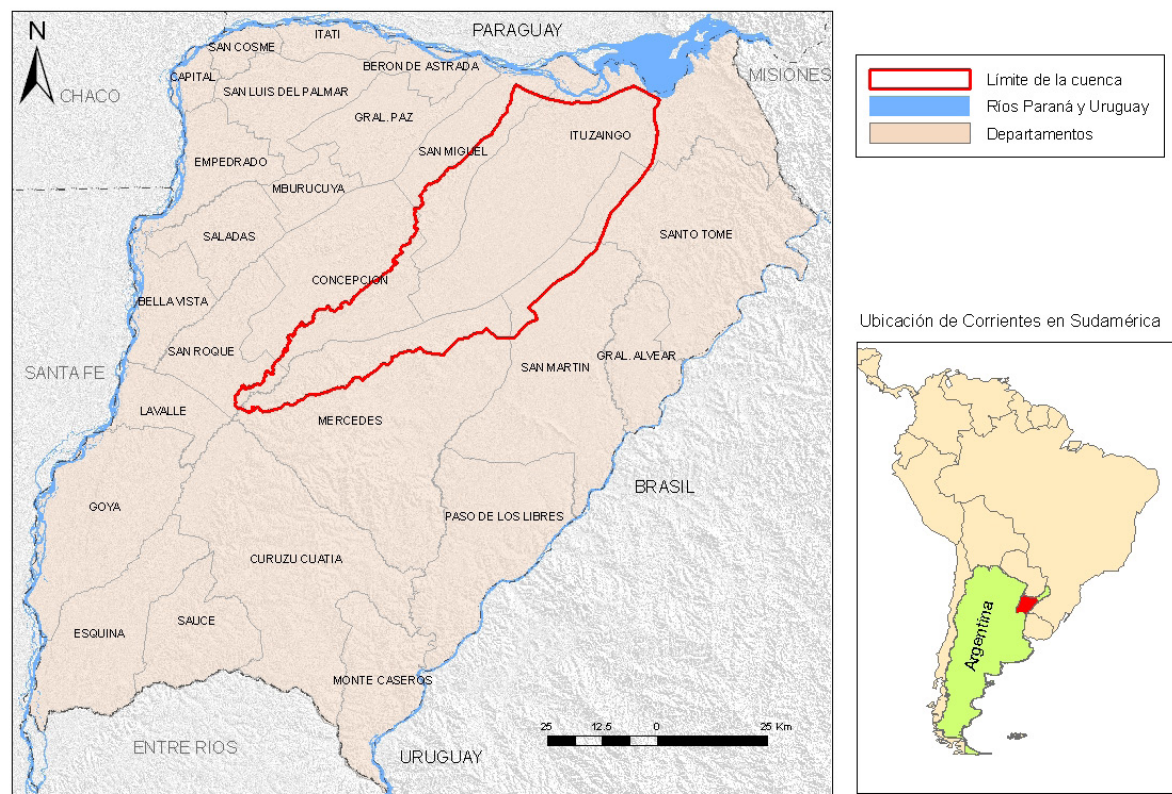


Figura 2. Área de evaluación del servicio amortiguación hídrica, en la Provincia de Corrientes.

Aspectos fisiográficos

La clasificación fisiográfica jerárquica del terreno se basa sobre información preexistente generada por el Grupo de Recursos Naturales EEA INTA Corrientes (2005), siguiendo los lineamientos de Villota (1997) y generada a nivel de grandes paisajes y paisajes. Los grandes paisajes (Figura 3) son definidos como una asociación de paisajes con relación de parentesco de tipo genético, climático, litológico y topográfico general. A su vez, los paisajes (Figura 4) son determinados por sus características afines en cuanto a la morfología, clima, material parental y edad, donde se espera encontrar cierta homogeneidad pedológica, de coberturas y usos de la tierra (Villota 1997).

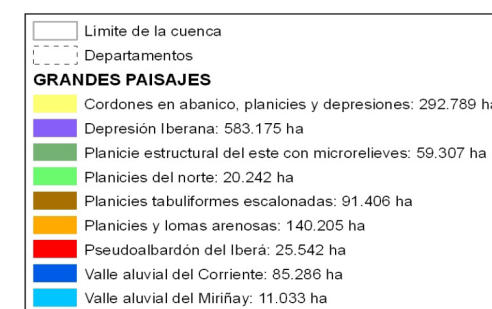
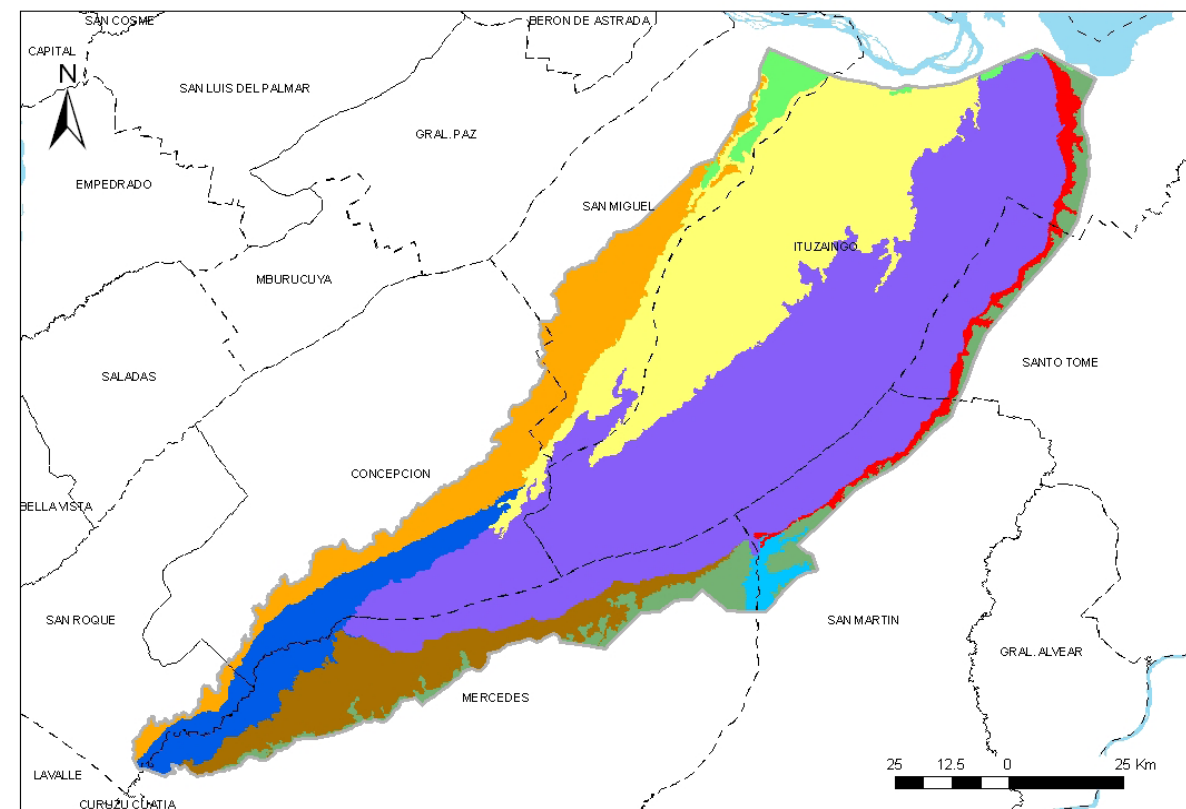
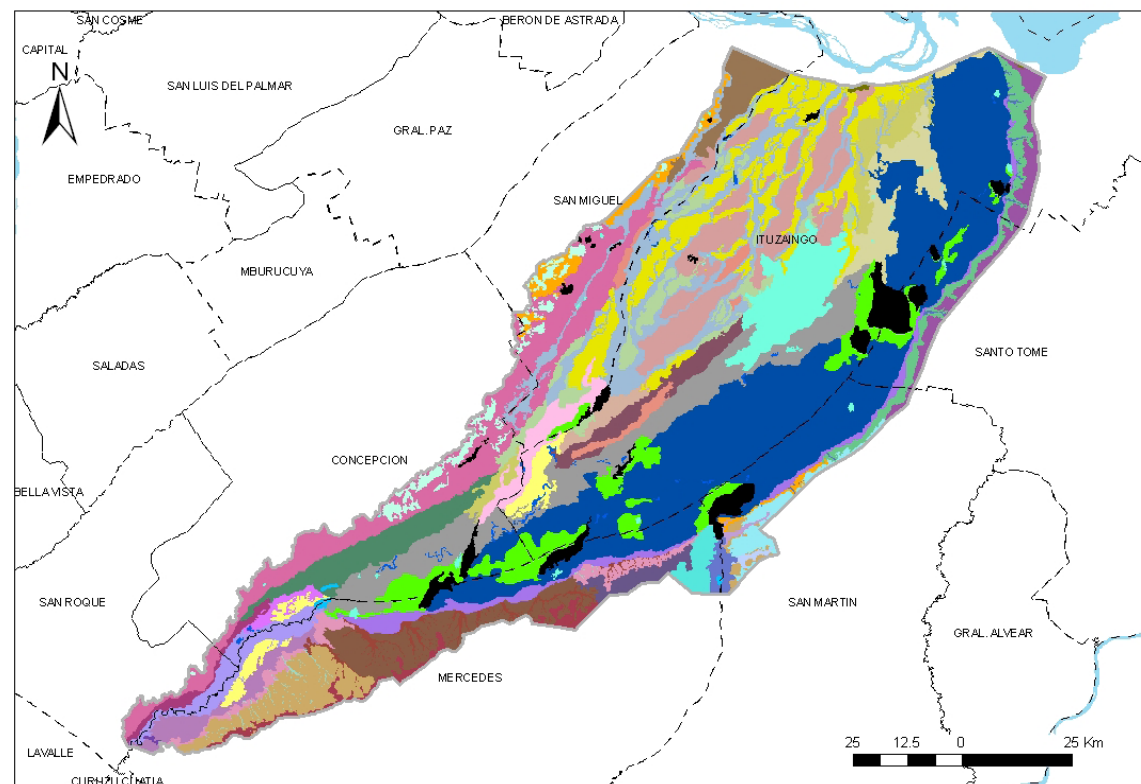


Figura 3. Distribución geográfica de los grandes paisajes. El área de estudio abarca nueve grandes paisajes.



PAISAJES	
Bancos de arena	Lomas de cimas aplanadas
Cordones arenosos discontinuos y depresiones	Lomas de cimas convexas
Cordones arenosos inundables	Lomas disectadas
Cordones arenosos submersos	Medias lomas y planicies
Cordones y planicies submersas	Planicie anegable
Cordón arenoso relicto y depresiones	Planicie anegable del norte
Cuerpos de agua	Planicie anegable ex arroceras
Depresiones longitudinales	Planicie anegable. Texturas gruesas
Depresión Ero. Carambolita	Planicie anegable. Texturas medias
Depresión Ero. Gallo Sapucay	Planicie anegable. Texturas medias-finas
Depresión Oriental del Iberá	Planicie de coalescencia de abanicos aluviales
Depresión del Cambá Trapo	Planicie encharcable
Depresión del Miriñay	Planicie inundable
Depresión del Yuqui Cuá	Planicie inundable del norte
Depresión longitudinal Ero. Moreno	Planicie suavemente ondulada del Paraná
Depresión occidental del Iberá	Planicie subcóncava-bañados
Embalsados firmes	Planicies y lomas arenosas con napas elevadas
Geoformas submersas, canales y espejos de agua	Plano de inundación Paiubre Grande
Grandes lagunas	Plano de inundación río Corriente
Lagunas	Planos de inundación y vallecitos
Lagunas menores	Terraza baja del Corriente
Lagunas y depresiones	Terraza baja y lomas aisladas
Lomas arenosas	Vallecitos
	Vallecitos en V retrogradantes

Figura 4. Distribución geográfica de los 47 paisajes fisiográficos del área de estudio.

Características climáticas

El sistema Iberá, al igual que la Provincia de Corrientes, tiene un clima subtropical húmedo sin estación seca, con veranos muy cálidos y probable ocurrencia de heladas en invierno. La temperatura media anual varía entre los 27 °C de máxima y 14 °C de mínima. Durante las estaciones de otoño y primavera presenta excesos hídricos fuertes, y déficits esporádicos y moderados en verano. Las lluvias son irregulares, desde 1200 mm/año en el suroeste hasta 1800 mm/año hacia el noreste del área, teniendo en cuenta los valores medios de las últimas dos décadas (Fontán 2005).

Precipitaciones

El régimen de precipitaciones presenta la variabilidad más relevante entre los factores climáticos estudiados durante el siglo pasado (Fontán 2005). Nilsson y Grelsson (1995) destacan que en los últimos 25 años ha tenido lugar un incremento de las precipitaciones de 15 a 22% por encima de las medias anuales históricas de los últimos 40 años. Según los valores de precipitación media mensual y anual de distintos períodos comprendidos dentro de los años 1920-1983 y 1980-2002, se registra un importante aumento de los promedios de precipitación (Nilsson y Grelsson 1995). Durante el mes de marzo del año 1998, en coincidencia con el evento del Niño, en ciertas localidades (incluidas dentro del área de estudio) se registraron precipitaciones que superaron el rango previsto de PMP (Precipitación Máxima Probable) para 500 años de período de retorno (Fontán 2005).

Evapotranspiración potencial y balance hídrico

La evapotranspiración potencial se define como la evaporación directa desde la superficie del suelo más la que se origina en la cobertura vegetal, sumadas a la transpiración fisiológica de la vegetación, siempre que la humedad del suelo llegue a la capacidad de campo (Ven Te Chow et al. 1994). La evapotranspiración potencial anual de la zona, con registros disponibles, varía entre 1000 y 1070 mm. Los registros de temperatura, de radiación solar y de humedad relativa del período 1981-2000 en las estaciones de Mercedes, BellaVista, Corrientes, General Paz y Posadas muestran valores similares a los obtenidos en períodos anteriores, por lo que se los considera representativos de las últimas dos décadas. Durante el período 1980-2002, los promedios anuales de las precipitaciones han aumentado, mientras que durante el mismo período los registros de evapotranspiración se han mantenido. Por lo tanto, los excesos medios anuales se han incrementado en 150 mm/año al pasar de la franja de 450 mm/año en el norte del área de estudio y 350 mm/año en el sur, a 600 y 500 mm/año, respectivamente (Castro et al. 1991).

SELECCIÓN Y APLICACIÓN DE CRITERIOS PARA LA VALORACIÓN DE LA PROVISIÓN DEL SERVICIO DE AMORTIGUACIÓN HÍDRICA

Interconexión superficial

La interconexión superficial de los humedales que conforman el Iberá es una propiedad emergente del sistema, que resulta de la interacción funcional de sus distintos paisajes. Los canales naturales de flujo permanente, que nacen en los esteros o que unen dos lagunas, adecuan su posición y

diseño de escurrimiento a la cantidad de agua producida por las lluvias, y adaptan su capacidad de conducción de agua (Vasallo 1976). Además, el nivel del agua de las grandes lagunas varía e influye en el escurrimiento del sistema. Estas grandes lagunas podrían representarse como un sistema de vasos comunicantes, a diferente nivel, considerando un gradiente hídrico regional (ICA 1981).

Se tuvieron en cuenta aquellos polígonos que se intersecan con la red hidrográfica, y también aquellos fragmentos que corresponden a lagunas y embalsados que resultan lindantes a los anteriores. A todos estos fragmentos se les asignó valor 1; a los restantes, 0. Es decir, los distintos polígonos pueden aportar en la interconexión (valor 1) o no aportar (valor 0).

Pendiente

Los esteros del Iberá presentan una muy lenta circulación del agua en razón de su pendiente escasa (Neiff 2003). Esta condición de pendiente, su ubicación entre relieves más elevados y en un sistema de drenaje deficiente, entre los aportes a la cuenca y la salida por el Río Corriente, permiten la existencia de una vasta capa permanente de agua (Fontán 2005). Estos condicionantes (pendiente suave, variaciones hidrométricas graduales y la baja tasa de descomposición) favorecen la acumulación de materia orgánica y restringen el escurrimiento superficial del sistema (Ferrati et al. 2003).

A muy baja energía del relieve, el escurrimiento superficial del agua se retarda (INTA 1983). Por ello, fueron asignados valores entre 0 (menos amortiguación) y 1 (más amortiguación hídrica) de acuerdo al porcentaje (%) de pendiente de cada polígono de la cartografía de paisajes (Tabla 1).

Tabla 1. Valores del criterio "pendiente".

Pendiente (%)	Valor del criterio
0	1
0.1 a 0.3	0.8
0.5	0.5
1	0.3
>1	0

Capacidad de almacenaje de agua superficial

En particular, los esteros del Iberá tienen mucha influencia sobre el balance hidrológico estacional. Una de la causas es su capacidad de almacenamiento de agua (Neiff 2003). Es importante destacar que fue considerado únicamente el almacenamiento de agua superficial, quedando el agua subterránea fuera de los límites de nuestro sistema de análisis, ya que se desconoce su dinámica. El agua subterránea puede comportarse como una variable de entrada o de salida del sistema (Ferrati et a. 2003), y es probable que cumpla ambas funciones en lugares y en tiempos diferentes (ICA 1981).

Se estimó el volumen superficial que pueden contener los cuerpos de agua incluidos en el área de estudio. Se tuvo en cuenta la profundidad más frecuente en las grandes lagunas (Tabla 2), un valor promedio de profundidad para las lagunas menores de 2.5 m y para los esteros, embalsados y los cordones y planicies submersas, un valor promedio de 0.6 m (Neiff 2003).

Tabla 2. Principales lagunas, superficie y profundidad más frecuente. Modificado de Neiff (2003).

Laguna	Superficie (km²)	Profundidad más frecuente (m)
Galarza	14.6	2.3
Luna	79.4	2.5
Naranjito	19.5	2.0
Iberá	52.1	3.2
Fernández	27.8	3.0
Trin	21.5	1.8
Medina	16.8	---

Una vez estimado el volumen, considerando la superficie de cada paisaje, se normalizaron los valores aplicando la siguiente fórmula:

$$m_i = \frac{x_i}{max\ x}$$
 siendo $max\ x = 1079662200\ m^3$

Retardo del escurrimiento superficial del agua por la vegetación

Para este criterio se utilizó el índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI) correspondiente sólo a la vegetación de los canales naturales y arroyos, así como en los embalsados de las lagunas. El NDVI resulta muy útil a la hora de inferir aspectos funcionales y estructurales de la vegetación. La vegetación acuática y anfibia cumple un rol fundamental en la dinámica de los ecosistemas del Iberá, a través de su capacidad para modificar el balance hídrico y las condiciones microclimáticas, además de incidir en la esorrentía (Neiff 1981). Por otra parte, la velocidad de escurrimiento superficial del agua varía en lagunas con embalsados en comparación con aquellas lagunas que carecen de este tipo de formación vegetal (Ferrari et al. 2003).

A cada fragmento del paisaje se le asignó el valor promedio del NDVI. Los valores variaron entre -0.29 y 0.60. Se consideraron los paisajes con canales naturales, arroyos, lagunas y depresiones, así como los valles de inundación. Se normalizaron los valores aplicando la siguiente fórmula:

$$m_i = \frac{x_i - \min x}{\max x - \min x} \quad \text{siendo } \min x = -0.29 \text{ y } \max x = 0.60$$

Evapotranspiración

La vegetación es relevante no sólo como retardadora del escurrimiento superficial sino también como superficie evapotranspirante. Por lo tanto, las particularidades de la vegetación condicionan de manera significativa los valores de evapotranspiración, y existe una correlación positiva con la densidad y la vitalidad de las plantas, entre otros factores. Por ejemplo, los lagos con vegetación flotante transfieren a la atmósfera entre una y cuatro veces más agua que los espejos no vegetados (Neiff 1981, 2003).

Se utilizaron datos de evapotranspiración estimada (ETM) a partir de imágenes NOAA AVHRR de los años 2002 a 2007, facilitadas por el Instituto de Clima y Agua, CIRN-INTA (Di Bella et al. 2000). Se calculó la evapotranspiración media anual del período 2002-2007, y se asignó a cada uno de los paisajes el promedio de ETM de acuerdo a su ubicación geográfica. Para esto se usaron herramientas de geoprocetamiento. Los valores fueron normalizados asignando 0 a la mínima ETM media anual y 1 a la máxima, considerando que los paisajes que más evapotranspiran, más aportan al servicio.

Permeabilidad del suelo

Esta variable favorece el pasaje de agua a través del suelo. Al presente no se cuenta con información sobre la dinámica del agua subterránea del área de estudio, por lo que se desconoce el comportamiento del escurrimiento subsuperficial y subterráneo. En consecuencia, en el presente trabajo se asume que una permeabilidad nula o lenta favorece el mantenimiento del agua dentro de los límites del sistema y, por lo tanto, contribuye con la provisión del servicio en los períodos secos.

A cada polígono de la cartografía digital geomorfológica se le asignó un valor entre 0 (menor aporte a la amortiguación hídrica) y 1 (mayor aporte a la amortiguación hídrica), considerando su permeabilidad como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Valores del criterio según la permeabilidad.

Permeabilidad	Valor del criterio
Nula, lenta o muy lenta	1
Moderadamente lenta o moderada	0.6
Moderadamente rápida	0.5
Rápida o muy rápida	0

EVALUACIÓN MULTICRITERIO

Existen distintas técnicas para la combinación algebraica de los resultados alcanzados por los diversos criterios. En el presente trabajo se utilizó el método de la suma lineal ponderada. Este procedimiento calcula, para cada polígono de paisaje, la suma de los valores correspondientes a los “n” criterios c_{ij} ponderados por los pesos p_j , de acuerdo a la siguiente ecuación (Santos Preciado 1997).

$$r_i = \sum_{j=1}^n c_{ij} p_j$$

Para la obtención de los pesos se utilizó la metodología propuesta por Saaty en 1980 de comparación por pares, de acuerdo a lo expresado en Mena Frau et al. (2006). Los pesos resultantes se muestran en la Tabla 4. Este método permite comparar criterios según la importancia relativa que les dé el grupo de expertos. El método exige una comparación de criterios que puede responder al siguiente modelo:

- 1: criterio de la misma importancia
- 3: moderada importancia de un criterio A respecto a otro B
- 5: fuerte importancia del primer criterio A respecto al segundo B
- 7: demostrada importancia del primero A respecto al segundo B
- 9: extrema importancia del primero A respecto al segundo B

También se pueden asignar valores intermedios para juicios contiguos. Dado un valor, su inverso representa la preferencia de B respecto a A, lo cual permite construir una matriz cuyos elementos son simétricos respecto a una diagonal unitaria denominada matriz de comparación de criterios por pares (Tabla 4). A partir de esta matriz se pretende encontrar un vector de pesos (p_1 , p_2 , p_3 , p_4 , p_5 y p_6) que resulte consistente con las preferencias subjetivas mostradas por el grupo de expertos.

Tabla 4. Matriz inicial de comparación de criterios por pares.

	Capacidad de almacenaje	Interconexión superficial	Pendiente	Evapotranspiración	Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	Permeabilidad
Capacidad de almacenaje	1	3	2	2	5	4
Interconexión superficial	1/3	1	1/2	1/2	3	2
Pendiente	1/2	2	1	1	3	2
Evapotranspiración	1/2	2	1	1	3	2
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	1/5	1/3	1/3	1/3	1	
Permeabilidad	1/4	1/2	1/2	1/2	4/5	1

Aplicando la normalización de la matriz inicial por columnas se obtuvo el eigenvector principal (Tabla 5).

Tabla 5. Eigenvector principal resultante de la sumatoria por filas.

	Capacidad de almacenaje	Interconexión superficial	Pendiente	Evapotranspiración	Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	Permeabilidad	Eigenvector principal
Capacidad de almacenaje	0.36	0.34	0.38	0.38	0.32	0.33	2.09
Interconexión superficial	0.12	0.11	0.09	0.09	0.19	0.16	0.77
Pendiente	0.18	0.23	0.19	0.19	0.19	0.16	1.13
Evapotranspiración	0.18	0.23	0.19	0.19	0.19	0.16	1.13
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.07	0.04	0.06	0.06	0.06	0.10	0.40
Permeabilidad	0.09	0.06	0.09	0.09	0.05	0.08	0.47

Los pesos de los criterios, se calcularon como la razón entre los valores del eigenvector principal y el número de criterios (Tabla 6).

Tabla 6. Pesos de los criterios.

Criterios	Peso
Capacidad de almacenaje	0.35
Interconexión superficial	0.13
Pendiente	0.19
Evapotranspiración	0.19
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.07
Permeabilidad	0.08

RESULTADOS

Se obtuvieron valores de amortiguación hídrica para distintos sectores de paisaje como resultante de la suma de criterios por sus pesos. De acuerdo a los resultados obtenidos, ninguno de los polígonos alcanzó ni el máximo valor esperado (1), ni el mínimo (0).

Amortiguación hídrica = Interconexión * 0.13 + Pendiente * 0.19 + Almacenaje de agua * 0.35 + Retardo del escurrimiento * 0.07 + Evapotranspiración * 0.19 + Permeabilidad * 0.08

Los valores se clasificaron en las 5 categorías posibles, y se tomaron intervalos iguales.

- 0 a 0.2: amortiguación muy baja
- 0.21 a 0.4: amortiguación baja
- 0.41 a 0.6: amortiguación media
- 0.61 a 0.8: amortiguación alta
- 0.81 a 1: amortiguación muy alta

El máximo valor obtenido (0.83) corresponde a una porción del paisaje, la “depresión oriental del iberana”, y el valor mínimo (0.05) se obtuvo para un sector del paisaje, la “planicie suavemente ondulada del Paraná” (Figura 4 y 5).

El área de mayor provisión del servicio (Tabla 7) cuenta con una superficie de 179900 ha localizada dentro del paisaje “depresión oriental del Iberá” (278940 ha), que pertenece al gran paisaje “depresión iberana”. Este ambiente corresponde a esteros profundos con agua permanente, alta uniformidad fisonómica y geomorfológica, con extensas áreas cubiertas por pirzales o totorales.

Una característica relevante es la presencia de los denominados «embalsados», constituidos por un sustrato flotante de restos orgánicos vegetales (suelos orgánicos o Histosoles) sustentados por un tramado de raíces y residuos sobre el que se asienta una gama variada de especies vegetales anfibias, incluyendo especies arbóreas (Grupo RRNN EEA INTA 2005). Como se observa en la Tabla 7 para la depresión oriental iberana, tres de los criterios utilizados obtuvieron el valor máximo (valor 1), lo cual significa que el área tiene la capacidad óptima de almacenamiento, interconexión superficial y permeabilidad para la provisión del servicio. Además, la capacidad de almacenamiento es considerada la característica que más favorece el suministro del servicio (ver peso de ese criterio).

Tabla 7. Valoración correspondiente al área de mayor provisión del servicio.

Criterios	Valores	Pesos	Valores x pesos
Capacidad de almacenaje	1	0.35	0.35
Interconexión superficial	1	0.13	0.13
Pendiente	0.8	0.19	0.152
Evapotranspiración	0.42	0.19	0.0798
Retardo del escurrimiento superficial por vegetación	0.61	0.07	0.0427
Permeabilidad	1	0.08	0.08
Amortiguación hídrica			0.8345

Provisión media del servicio

El valor promedio general de amortiguación del macrosistema resultó igual a 0.48. El mayor valor promedio por paisaje fue de 0.77 y correspondió a la “depresión oriental iberana”, mientras que el mínimo valor promedio por paisaje fue de 0.17 y correspondió a lomas disectadas y lomas arenosas (Figura 6).

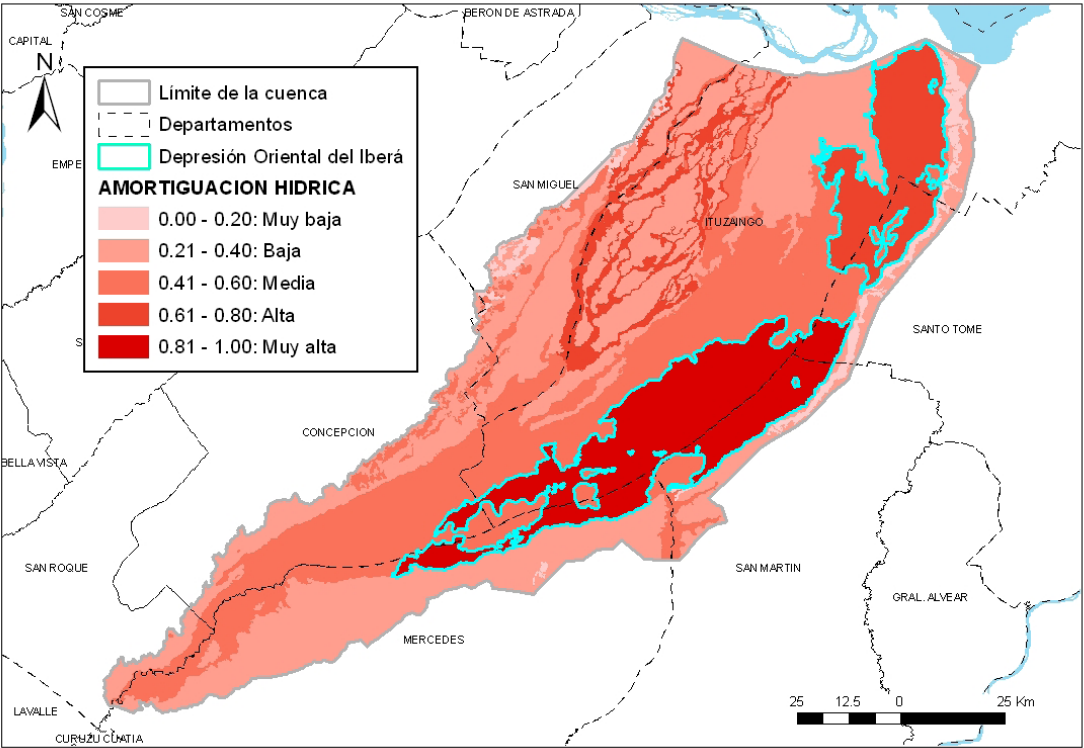


Figura 5. Mapa de zonificación por clases de amortiguación hídrica que muestra el aporte diferencial del servicio por paisaje. Nótese que una zona de la depresión oriental del Iberá presentó mayor aporte del servicio que otra ubicada más al norte.

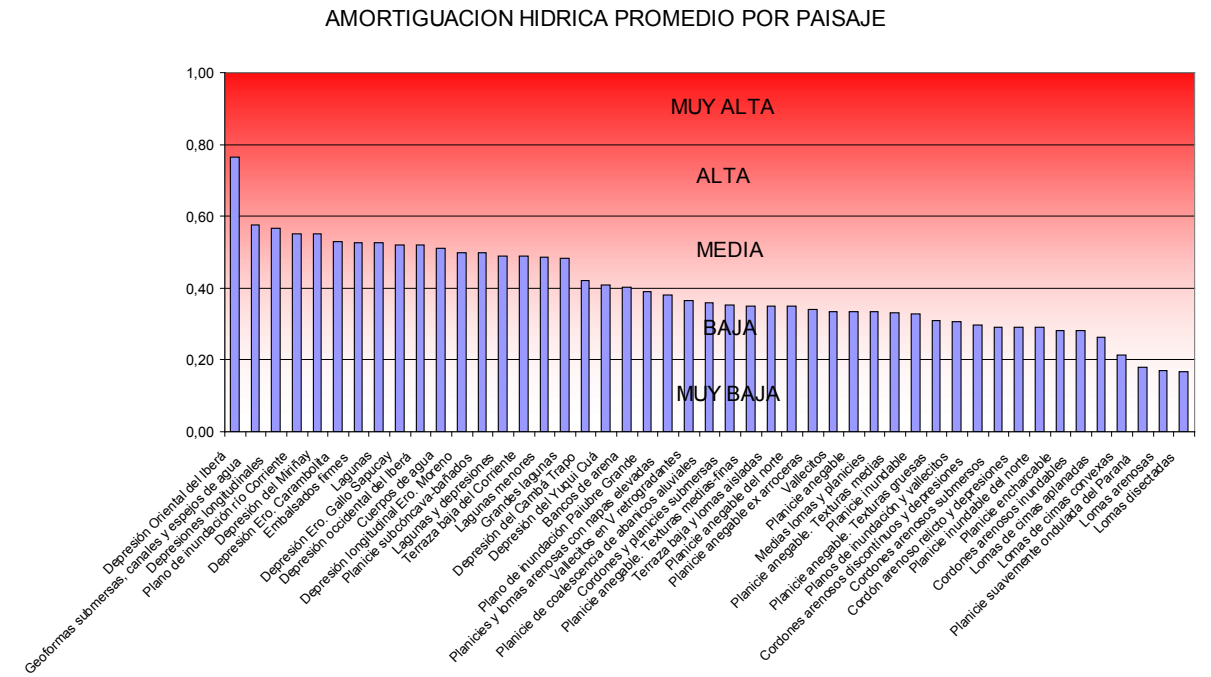


Figura 6. Valor promedio de amortiguación hídrica por paisaje.

OBSERVACIONES FINALES

Al usar los criterios considerados, se observa un aporte diferencial por sectores de paisaje (Figura 5) y por paisaje (Figura 6). Esto denota la heterogeneidad del macrosistema para este servicio. Sin embargo, este aporte varía de forma gradual entre los extremos de todos los paisajes, lo cual indicaría la interconexión que existe entre los distintos paisajes que conforman el microsistema, los cuales afectan tanto la dinámica de los ecosistemas individuales como del macrosistema en su conjunto. Además, la zona de mayor presión de uso de la tierra, registrada en los márgenes del gran paisaje “depresión iberana” abarca al paisaje que obtuvo el máximo valor tanto de provisión diferencial del servicio por área, así como de promedio de amortiguación hídrica. Por lo tanto, se recomienda prestar particular atención a las posibles situaciones de compromiso que puedan generar el avance en la presión del uso de la tierra y el mantenimiento de la provisión del servicio en este paisaje. Por otra parte, para el manejo sustentable del macrosistema se debería tener en cuenta no sólo la provisión diferencial del servicio por paisaje y sectores de cada paisaje sino también su grado de interconexión.

En futuros trabajos, la ponderación de los criterios y su relevancia como factores de variabilidad en el aporte de este servicio serán sometidas a una evaluación de expertos mediante el software “Expert Choice”. Esto permitirá sistematizar las ponderaciones y los criterios elegidos para aplicar la EMC. Es importante destacar que la metodología adoptada permite ser extrapolada a otros escenarios de trabajo, pudiendo incorporar nuevas variables que permitirán enriquecer los resultados obtenidos en este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Brinson, M.M., A.E. Lugo y S. Brown. 1981. Primary productivity, consumer activity and decomposition in freshwater wetlands. *Am. Rev. Ecol. Syst.* 12:123-161.
- Budani, A., N. Solari., E. Fidanza y A. Catterberg. 2006. Encuesta ambiental argentina 2005. Pp. 552-553 en: Brown, A., U. Martínez Ortiz., M. Acerbi y J. Corchera (eds.). *La Situación Ambiental de la Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Argentina.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3):393-408.
- de Groot, R.S., M.A. Stuij, C.M. Finlayson y N. Davidson. 2006. Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Ramsar Technical Report No. 3, CBD Technical Series No. 27, Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Di Bella, C.M., C.M. Rebella y J.M. Paruelo. 2000. Evapotranspiración estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *Int. J. Remote Sensing* 4:791-797.
- Castro, G.O., E. Pérez Croce y J. Arroyo. 1991. Manejo y Conservación de la Biodiversidad de Los Esteros del Iberá. Capítulos 1 y 4 del Módulo Hidrología, Informe Final, Proyecto GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G35.
- Farber, S., R. Costanza, D.L. Childers, J. Erickson, K. Gross, et al. 2006. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience* 2:117-129.
- Ferrati, R., G. Canziani y D.R. Moreno. 2003. Caracterización hidrometeorológica e hidrológica del sistema Iberá. Pp. 83-101 en Canziani, G., C. Rossi, S. Loiselle y R. Ferrati (eds.). *Los Esteros del Iberá, Informe del Proyecto El Manejo Sustentable de Humedales en el Mercosur*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.
- Fisher, B., R. Costanza, K.R. Turner y P. Morling. 2009. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. CSERGE Working paper EDM 07-04. The University of East Anglia, Norwich, United Kingdom.
- Fontán, R.F. 2005. Manejo y Conservación de la Biodiversidad de Los Esteros del Iberá. Caps. 1 y 4 del Módulo Hidrología, Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G35.
- Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. 2005. SIG-Iberá. Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G 35.
- Haraldsson, H.V. 2000. Introduction to Systems and Causal Loops Diagrams, System Dynamic Course. LUMES, Lund University, Sweden.

INTA. 1983. Mapa de Suelos de los Departamentos de Capital, San Cosme e Itatí de la Provincia de Corrientes. Fundación Banco de Corrientes, Corrientes. Argentina.

ICA, Gobierno de la Provincia de Corrientes, Ministerio de Economía, Secretaria de Estado de Transporte y Obras de la Nación Subsecretaria de Recursos Hídricos, Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídrica-Centro Regional Litoral. 1981. "Estudio del Macrosistema Iberá". Tomo III. Hidrología Vol. 1, Texto y Cuadros.

Lovett, G.M., J.G. Clive y M.G. Turner. 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Pp. 1-2 en Lovett, G.M., C.G. Jones, M.G. Turner y K.C. Weathers (eds.). Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. ISBN: 10:0-387-24090-X. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Martínez, E. y M. Escudey. 1997. Evaluación y decisión multicriterio: reflexiones y experiencias. Editores. Santiago, USACH, UNESCO.

MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios. Findings of the Scenarios Working Group. Chapter: MA Conceptual Framework. Island Press, Vol. 2, Washington, DC, USA.

Mitsch, W. y J. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. Ecological Economics 35(1):25-33.

Naveh, Z. y A.S. Lieberman. 2001. Ecología de Paisajes. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Pp. 333.

Neiff, J.J. 1977. Investigaciones ecológicas en el complejo de la laguna Iberá en relación a diversas formas de aprovechamiento hídrico. Pp. 70-88 en: Seminario sobre Medio Ambiente y Represas. Tomo I. Montevideo, Uruguay. OEA, Universidad de la República.

Neiff, J.J. 1981. Investigaciones Ecológicas en el Macrosistema Iberá. Vol 2. Informe final, Convenio ICA-CECOAL. Corrientes. Argentina.

Neiff, J.J. 1997. Ecología Evolutiva del Macrosistema Iberá. Tesis de Maestría en Ecología Acuática Continental. Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Formación Docente en Ciencias.

Neiff, J.J. 2003. Los Ambientes Acuáticos y Palustres del Iberá. Pp. 3-15 en: Limnología del Iberá, aspectos físicos, químicos y biológicos de las aguas. Poi de Neiff, A.S.G. (ed.). FACENA (UNNE)-CECOAL (CONICET), EUDENE, Corrientes. Argentina.

Neiff, J.J. 2004. El Iberá ¿En Peligro? Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.

Neiff, J.J., A.S.G. Poi de Neiff. 2005. Situación Ambiental en la Ecorregión Iberá. Ecorregión Iberá. Pp. 177-194 en: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). La Situación Ambiental de la Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Argentina.

Nilsson, C.Y. y G. Grelsson. 1995. SIG-Iberá. Informe Final, GEF/PNUD/ECOS ARG 02 G 35. Grupo Recursos Naturales EEA INTA Corrientes. Argentina. 2005.

Odum, E.P. 1992. Ecología: Bases Científicas para un nuevo paradigma. Ed. Vedrá, Barcelona.

Popolizio, E. 2004. Estudio del Macrosistema Iberá. Tomo II: Geomorfología. Serie: Investigación y Ensayos. Geociencias UNNE. Fac. Humanidades, Chaco 22:137 pp.

Ramsar Convention Secretariat. 2006. The Ramsar Convention Manual: a Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 4th ed. Gland, Switzerland.

Mena Frau, C., J.G. Valenzuela y Y. Ormazábal Rojas. 2006. Modelación Espacial Mediante Geomática y Evaluación Multicriterio para la Ordenación Territorial. Rev. Fac. Ing. Univ. Tarapacá. Vol. 14 N° 1.

Santos Preciado, J.M. 1997. El Planteamiento teórico multiobjetivo/multicriterio y su aplicación a la resolución de problemas medioambientales y territoriales, mediante los S.I.G. Raster, Espacio, Tiempo y Forma, Serie VI, Geografía. T. 10, Pp. 129-151.

Sugart, H.H. 1998. Terrestrial ecosystems in changing environments. Pp. 1-4 en Lovett, G.M., C.G. Jones, M.G. Turner y K.C. Weathers (eds.). 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. ISBN: 10:0-387-24090-X. Springer-Verlag, New York, USA.

Turner, M.G. y F.S. Chapin. 2005. Causes and Consequences of Spatial Heterogeneity in Ecosystem Function. Page 10 en G.M Lovett, C.G Jones, M.G. Turner, K.C. Weathers, editors. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer-Verlag, New York. EE.UU.

Vasallo, M. 1976. Los Ambientes Acuáticos y Palustres del Iberá. En: Neiff, J.J. 2003. Limnología del Iberá aspectos físicos, químicos y biológicos de las aguas, FACENA (UNNE)-CECOAL (CONICET). EUDENE, Corrientes. Argentina.

Villota, H. 1997. Una nueva aproximación a la clasificación fisiográfica de terreno. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Centro de Investigaciones en Percepción Remota (CIAF). Serie 1: Docencia, Pp. 27. Santa Fé de Bogotá. Colombia.

Capítulo 22

LOS PASTIZALES Y EL SERVICIO DE SOPORTE DE LA BIODIVERSIDAD: RESPUESTA DE LA RIQUEZA DE AVES TERRESTRES A LOS USOS DE LA TIERRA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Mariano Codesido y David N. Bilenca

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4to piso, (C1428EHA) Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. Email Codesido: mcodesido@ege.fcen.uba.ar.

Resumen. Se evaluó la respuesta de la riqueza de aves terrestres a los diferentes usos de la tierra realizados sobre agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires. Entre los años 2006 y 2008 se llevaron a cabo relevamientos de aves terrestres en 35 transectas dispuestas sobre caminos secundarios, distribuidas en las diferentes unidades ecológicas de la Región Pampeana reconocidas para la provincia (Pampa Ondulada, Pampa Interior Plana, Pampa Interior Arenosa, Pampa Inundable y Pampa Austral). El análisis de regresión por pasos indicó que la riqueza específica de las aves en la Provincia de Buenos Aires responde de manera positiva a las variaciones en la cobertura de pastizales, de arboledas y al ancho del borde del camino. Un análisis en particular muestra que la riqueza de las especies de aves de pastizal (las que habitan y nidifican en este tipo de hábitat) es sensible a la cobertura de pastizales y al ancho del borde del camino, mientras que las especies que responden a la cobertura de arboledas son aquellas más propias de ambientes peridomésticos o disturbados que ingresaron a la Región Pampeana a partir de los últimos 150 años, pero que no constituían originalmente el ensamble de aves del pastizal pampeano. Estos resultados resaltan la importancia de los pastizales y del ancho del borde del camino para el sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la Región Pampeana.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales proporcionan una gama amplia de bienes y de servicios ecosistémicos. A la provisión habitual de carne, leche, lana y cuero que producen los sistemas de pastoreo se le deben sumar, entre otros aspectos, la contribución de los pastizales al mantenimiento de la composición de gases en la atmósfera y su papel en el control de la erosión de los suelos y como fuente de material genético de una gran cantidad de especies vegetales y animales (Sala y Paruelo 1997). A su vez, los pastizales proveen un servicio ecosistémico importante a través de la provisión de hábitats para el sostenimiento de la biodiversidad, que, en el caso particular de las aves, se refleja en el mantenimiento de una avifauna singular y distintiva respecto de la que ofrecen otros tipos de ambientes (Krapovickas y Di Giacomo 1998, Vickery et al. 1999).

La sustitución de sistemas naturales como los pastizales por agroecosistemas constituye una de las principales fuerzas de cambio y de pérdida de biodiversidad en la escala global (Sala et al. 2000). Distintas evidencias señalan que la homogeneización del hábitat resultante de la expansión y la intensificación agrícola se traduce de manera directa en una disminución de la diversidad de los agroecosistemas (ver Benton 2003). Pese a este patrón general, debe señalarse que los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies, sino, más bien, diferenciales (Hansen y Urban 1992, Vickery et al. 1999, Fahrig 2003), de modo tal que la magnitud y el sentido de las respuestas de las diversas especies está determinado por sus características particulares (i.e., tamaño, hábitos alimentarios, selección de sitios de nidificación, habilidad dispersiva). Es así que hay especies que presentan respuestas negativas (sensibles), ya sea a través de disminuir su abundancia, de retraer su distribución e, incluso, de extinguirse localmente (Fuller et al. 1995), y también otras que presentan respuestas positivas (Stotz et al. 1996) por medio de aumentos en su abundancia y, en algunos casos, ampliando su distribución (BirdLife Internacional 2004).

En la segunda mitad del siglo XX, la intensificación agrícola en Europa y Norteamérica generó una declinación marcada en la biodiversidad asociada a los agroecosistemas (Fuller et al. 1995, Krebs et al. 1999, Robinson y Sutherland 2002, Askins et al. 2007, Norris 2008). De forma similar a lo ocurrido en otras regiones agrícola-ganaderas, la implantación de agroecosistemas en la Región Pampeana ha modificado de forma sustancial su estructura y su funcionamiento (Viglizzo et al. 2001, Ghera et al. 2002, Donald 2004). La Provincia de Buenos Aires, con 80% de su superficie dentro de la Región Pampeana, ha sido intensamente transformada, dando lugar al desarrollo de agroecosistemas fuertemente intervenidos, que alteraron profundamente a las comunidades de plantas originales (Parodi 1930, León et al. 1984, Baldi et al. 2006), como así también a la composición y abundancia de las especies de aves que constituían originariamente su ornitofauna (Narosky y Di Giacomo 1993, Krapovickas y Di Giacomo 1998). A pesar de estas transformaciones, todavía es posible reconocer remanentes de pastizales naturales en la región Pampeana, vinculados con el servicio de mantenimiento de la biodiversidad (Bilenca y Miñarro 2004, Di Giacomo et al. 2007).

Para la Provincia de Buenos Aires, Cueto y Lopez de Casenave (1999) analizaron a nivel regional el rol del clima y de la estructura de la vegetación sobre la riqueza de especies paseriformes, y detectaron una fuerte correlación entre la riqueza de especies y el número de estratos asociados con diferentes tipos de vegetación (Cueto y Lopez de Casenave 1999). Posteriormente, Filloy y Bellocq (2007) analizaron los patrones de abundancia de las aves a lo largo de un gradiente de cobertura de campos agrícolas que atravesaba desde la Pampa Ondulada a la Pampa Inundable,

y detectaron 20 especies de aves que mostraron respuestas significativas a las variaciones en los porcentajes de tierras dedicadas a la agricultura, de las cuales 13 (65%) mostraron una respuesta negativa al incremento de la agricultura, cinco (25%) mostraron una respuesta positiva, y las otras dos mostraron respuestas de tipo unimodal o bimodal. Un estudio más reciente (Bilenca et al. 2008) detectó que la distribución de las aves terrestres residentes en los agroecosistemas bonaerenses es el resultado de un proceso dinámico, que entre otros aspectos está asociado a los cambios en el uso del suelo, en particular a la pérdida de pastizales altos y al incremento de cultivos y ambientes peridomésticos insertos en la matriz agrícola. Sin embargo, es poco lo que se conoce acerca de la relación de la riqueza de aves y los usos de la tierra (Codesido et al. 2008, Schrag et al. 2009), y hasta el momento, no se dispone de estudios que hayan analizado este aspecto para los agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires comprendidos dentro de la Región Pampeana.

En este trabajo reportamos en forma preliminar cómo el cambio en el uso de la tierra en los agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires afecta al servicio ecosistémico de mantenimiento de la biodiversidad, en particular de las especies de aves asociadas al pastizal. Los objetivos fueron a) evaluar la respuesta de la riqueza de las aves terrestres, clasificadas según su grado de dependencia obligada del pastizal y según su asociación a hábitats disturbados, a los diferentes usos de la tierra realizados sobre agroecosistemas de la Provincia de Buenos Aires, y b) discutir acerca de las causas y las posibles consecuencias de los cambios detectados sobre la estructura de los ensambles de aves.

MÉTODOS

Caracterización de la ecorregión

La Región Pampeana comprende aproximadamente 468000 km² de tierras planas a onduladas en la porción central y oriental de Argentina. El clima es húmedo a subhúmedo, con precipitaciones que oscilan entre 600 mm/año al sudoeste y 1100 mm/año en el noreste (Burkart et al. 1999). La vegetación típica es la de los pastizales templados, con predominio de especies de los géneros *Stipa*, *Piptochaetium*, *Bromus*, *Aristida*, *Briza*, *Setaria*, *Melica*, *Poa*, *Paspalum* y *Eragrostis* (Cabrera 1976).

El área de estudio abarcó cinco de las diferentes unidades ecológicas de la Región Pampeana reconocidas para la Provincia de Buenos Aires (Pampa Ondulada, Pampa Interior Plana, Pampa Interior Arenosa, Pampa Inundable y Pampa Austral) (Figura 1). Estas unidades se distinguen sobre la base de diferencias de topografía, suelo y patrón de drenaje (León 1991). La agricultura y la ganadería son las actividades dominantes y la intensidad de su desarrollo varía entre las diferentes unidades (León et al. 1984). Otros elementos significativos del paisaje rural pampeano para las aves, aunque de menor extensión, son la vegetación implantada asociada a áreas urbanas, periurbanas y rurales (en particular arboledas exóticas) y la vegetación que cubre los bordes de los caminos rurales (León et al. 1984, Narosky y Di Giacomo 1993, Szpeiner et al. 2007, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010).

Relevamientos de aves terrestres y usos de la tierra

Durante los veranos de los años 2006 a 2008 se llevaron a cabo relevamientos de aves terrestres en 35 transectas dispuestas sobre caminos secundarios, de las cuales seis correspondieron a la Pampa Ondulada, siete a la Pampa Interior Plana, seis a la Pampa Interior Arenosa, ocho a la Pampa Inundable y ocho a la Pampa Austral (Figura 1). Cada transecta estuvo formada por 20 puntos de conteo de radio fijo (radio=200 m), de 5 minutos de duración, separados entre sí por una distancia de 1 km. El centro del punto estuvo ubicado sobre el camino secundario. Los conteos fueron realizados por la mañana en las tres horas siguientes a la salida del sol, y por la tarde, en las tres últimas horas antes de la caída del sol. Cada transecta fue muestreada dos veces, lo que representó un esfuerzo neto de 7000 minutos de observación.

Se estimaron de forma visual los porcentajes de los diferentes hábitats en cada uno de los puntos de censos de aves que formaron parte de las transectas, de acuerdo al tipo de uso de la tierra: a) pastizal alto: con vegetación de más de 30 cm de altura, continua y densa, dominado por pastizales seminaturales, en general con pastoreo, y compuestos en su mayoría por especies nativas o pasturas (i.e., raygrass, agropiro, alfalfa, moha, etc.), b) césped: campo con pastoreo, con una altura herbácea por debajo de los 30 cm, a veces con áreas desnudas debido al sobrepastoreo, c) cultivos: incluye campos con cultivos anuales (i.e., soja, maíz, girasol, trigo, sorgo, etc.), d) arboleda: en su mayoría formada por plantaciones de especies exóticas (e.g., eucaliptos, pinos, álamos, paraísos, casuarinas, etc.); además, en esta categoría se incluyen los pequeños montes asociados a puestos, galpones, cascotes, y otras construcciones; e) rastrojos: campos con rastrojos, campos arados y/o disquedados. Además se registró el ancho del borde del camino, que en los agroecosistemas puede funcionar como hábitat de nidificación para muchas especies de aves (Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010).

Análisis de datos

Se estimó la riqueza específica de las aves como el promedio obtenido para los dos muestreos en cada transecta. Además se estimó la riqueza específica de dos grupos de aves a) especies dependientes de pastizales, que se alimentan y nidifican exclusivamente en pastizales (siguiendo los criterios de Vickery et al. 1999 modificados), y b) especies asociadas a hábitats disturbados (siguiendo los criterios de Parker et al. 1996). De la misma manera se estimaron los porcentajes de los diferentes usos del suelo como el promedio obtenido para los dos muestreos en cada transecta.

Se realizaron análisis de regresión lineal múltiple por pasos (Crawley 2002) a fin de ajustar modelos de la riqueza total, la riqueza de aves de pastizal y la riqueza de aves de hábitats disturbados en función de las diferentes variables de uso de la tierra.

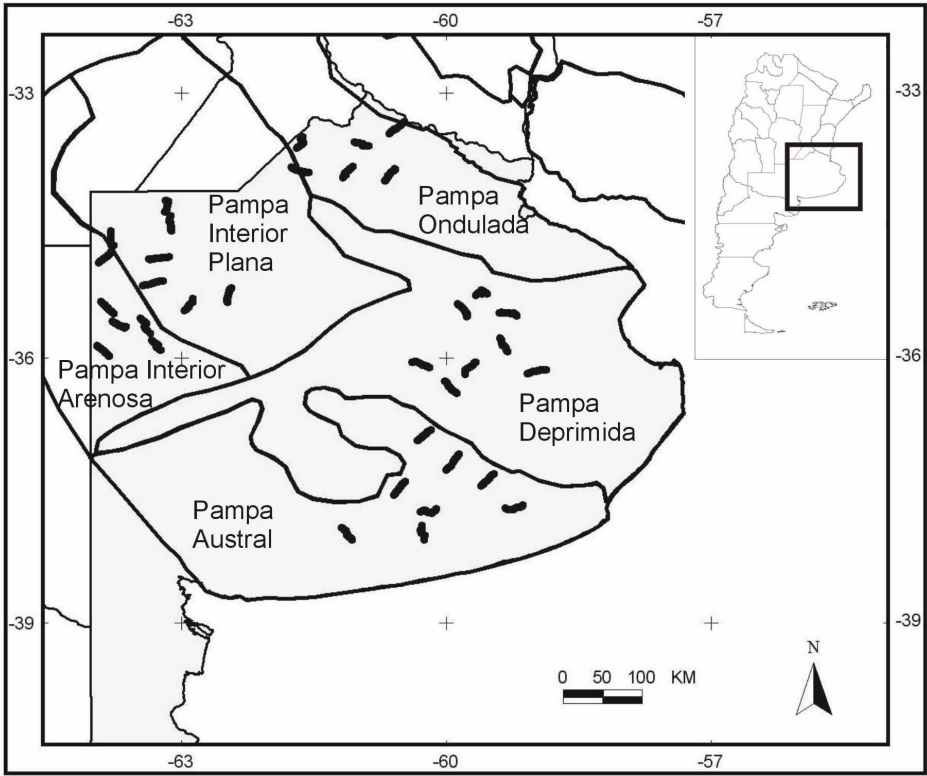


Figura 1. Disposición espacial de las 35 transectas sobre las unidades ecológicas de la Región Pampeana, comprendidas dentro de la Provincia de Buenos Aires.

RESULTADOS

Modalidad de uso de la tierra

Los datos obtenidos mostraron una clara distinción entre los modos de uso de la tierra entre las unidades ecológicas (Figura 2). La superficie del suelo dedicada a la agricultura (suma de las clases cultivos y rastrojos) fue el patrón dominante en la Pampa Ondulada, y abarcó más de 70% del total de uso de la tierra. Fue seguido en orden decreciente por la Pampa Austral, la Pampa Interior Arenosa, la Pampa Interior Plana y la Pampa Inundable. El cultivo dominante para todas las unidades es la soja (entre 60 y 85% de la cobertura de cultivos de cada unidad ecológica). Por el contrario, los pastizales asociados a la actividad ganadera fueron el patrón de uso dominante en la Pampa Inundable (suma de las clases pastizal alto y césped), y representó 73% de la cobertura total, seguida de valores intermedios registrados para la Pampa Interior Plana, la Pampa Interior Arenosa y la Pampa Austral, y valores aun más bajos en la Pampa Ondulada. El porcentaje de arboledas osciló entre 6 y 11%, y alcanzó su cobertura máxima en la Pampa Ondulada (Figura 2). Por su parte, el ancho de los bordes de los caminos rurales fue de 8.7 ± 1.3 m (media $\pm$ error estándar), con un rango que osciló entre 4.3 ± 0.5 m para la Pampa Ondulada y 16.2 ± 3 m para la Pampa Inundable.

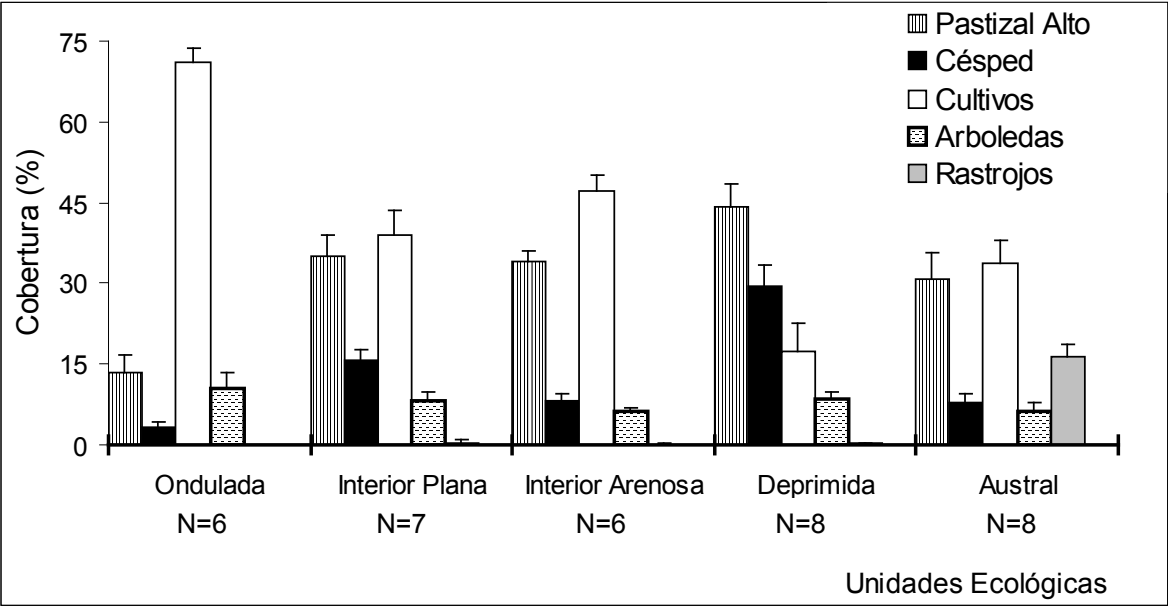


Figura 2. Porcentajes promedio ($\pm$ error estándar) de los tipos de cobertura del suelo registrados para cada unidad ecológica, sobre un total de 35 transectas relevadas durante los veranos entre 2006 y 2008.

RIQUEZA DE AVES TERRESTRES

Se registraron un total de 100 especies de aves terrestres, de las cuales 39 (ver Anexo) fueron clasificadas dentro del grupo de aves asociadas a hábitats disturbados y 20 (ver Anexo) fueron clasificadas dentro del grupo de las aves especialistas de pastizales.

La riqueza total de especies respondió de forma positiva a las variaciones en la cobertura de pastizales altos y de arboledas (Tabla 1, Figuras 3a y 3b). En particular, la riqueza de aves del pastizal aumentó de manera lineal con la combinación de coberturas de pastizales y del ancho del borde de los caminos (Tabla 1, Figuras 3c y 3d, respectivamente). Las especies asociadas a hábitats disturbados respondieron positivamente a la cobertura de arboledas (Tabla 1, Figura 3e).

Tabla 1. Función lineal que describe la riqueza total, la riqueza de aves de pastizal y la riqueza de aves de hábitats disturbados en función de las variables de hábitats. R^2 =coeficiente de determinación (RT = riqueza total; RAP = riqueza aves de pastizal; RAD = riqueza aves de ambientes disturbados; ARB = arboledas; PA = pastizal alto; ABC = ancho de borde del camino).

Función ajustada	R ²	P
RT = 0.72 * ARB + 0.18 * PA	0.45	ARB = 0.0001 PA = 0.0015
RAP = 0.1 * PA + 0.16 * ABC	0.69	PA = 0.0001 ABC = 0.0019
RAD = 0.47 * ARB	0.61	ARB = 0.0001

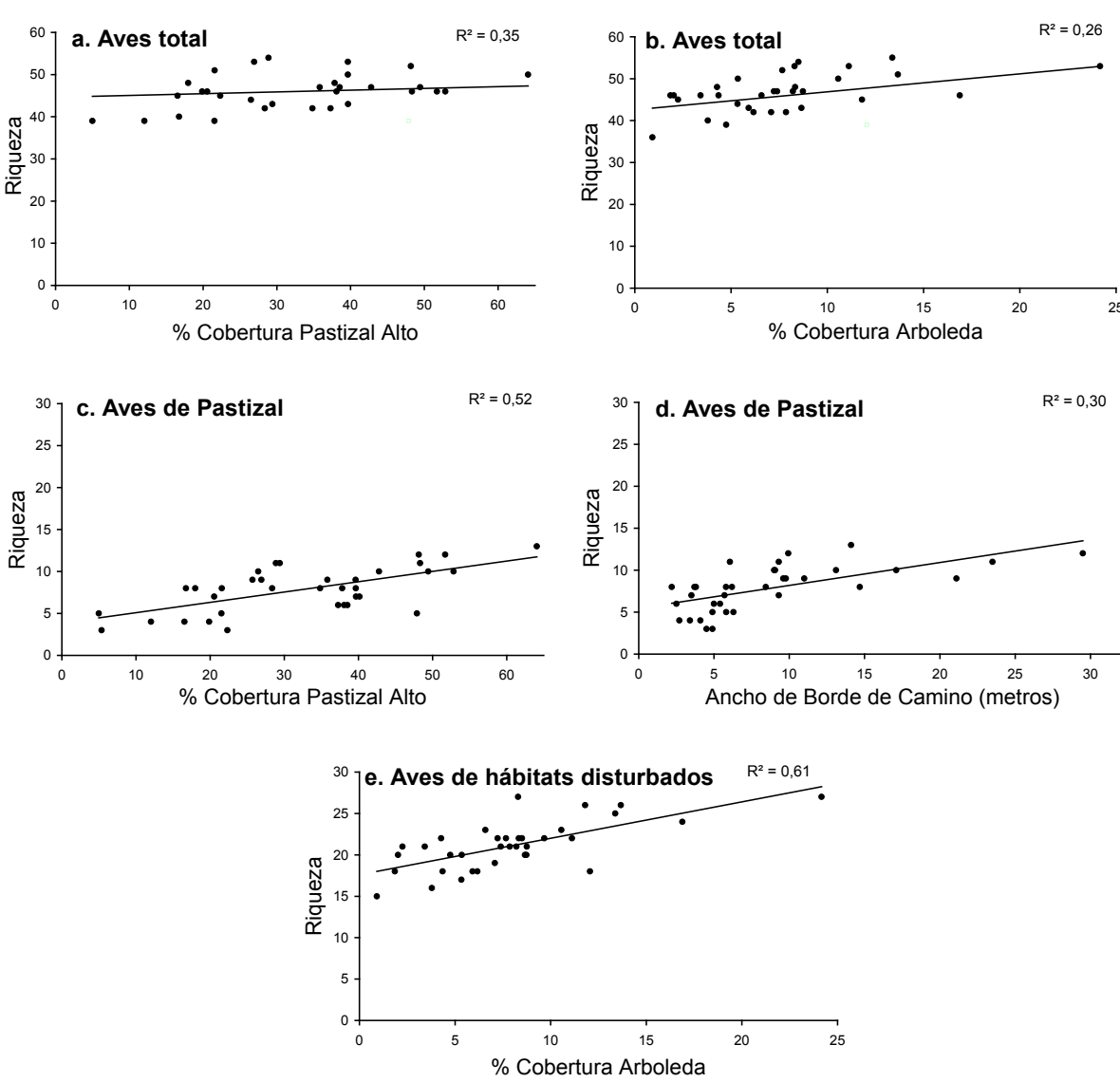


Figura 3. Análisis de regresión entre la riqueza y las variables de hábitats que ingresaron en los modelos indicados en la Tabla 1: a) riqueza total de aves y cobertura del pastizal alto (%), b) riqueza total de aves y cobertura de arboleda (%), c) riqueza de aves de pastizal y cobertura de pastizal alto (%), d) riqueza de aves de pastizal y ancho de borde del camino (metros), e) riqueza de aves de hábitats disturbados y cobertura de arboleda (%). R^2 = coeficiente de determinación.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que la riqueza específica de las aves en los agroecosistemas de la Pampa bonaerense responde de manera sensible a las coberturas de pastizal alto y arboledas. Este patrón coincide parcialmente con Cueto y López de Casenave (1999), quienes, en una escala regional para la Provincia de Buenos Aires, detectaron una correlación fuerte entre la riqueza de especies paseriformes (obtenidas en cuadrículas de 50 km) y el número de estratos asociados con diferentes tipos de vegetación presentes en dichas cuadrículas.

Sin embargo, los estudios que hasta el momento han tratado de analizar la respuesta de las especies a escala regional o de paisaje en la pampa bonaerense lo han hecho considerando la riqueza total, o sea, sin discriminar la respuesta de la riqueza de acuerdo a los requerimientos particulares de hábitat y de nidificación de las diferentes especies (Cueto y López de Casenave 1999, Schrag et al. 2009). De este trabajo se desprende que es necesario considerar la identidad de las especies que responden a los cambios en el uso del suelo. Así, por ejemplo, las especies que responden a la presencia de arboledas (e.g., cotorra, torcaza, hornero, etc.) son especies asociadas a ambientes peridomésticos o disturbados y que ingresaron a la Región Pampeana acompañando su colonización, pero que no formaban parte del ensamble original de aves del pastizal pampeano (Narosky y Di Giacomo 1993). Por el contrario, la sensibilidad registrada para las especies de aves de pastizal (e.g., lechuzón de campo, pico de plata, pecho amarillo, etc.) resalta la importancia del servicio ecosistémico que realizan los pastizales y los bordes de los caminos para el sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la ecorregión.

Siriwardena et al. (1998) dan cuenta de la disminución en la riqueza de las aves especialistas de hábitats en agroecosistemas de Europa Occidental. De la misma manera, las especies de aves de pastizal en la Pampa presentan requerimientos ecológicos (i.e., de alimentación, refugio y nidificación) que las hacen muy sensibles a la calidad del hábitat de pastizales seminaturales disponibles y, por consiguiente, han quedado restringidas en su distribución dentro de la Provincia de Buenos Aires a un vasto sector de la Pampa Inundable, a algunos sectores dentro de la Pampa Interior y la Pampa Austral y, en muy contados casos, dentro de la Pampa Ondulada. No obstante, los bordes de los caminos, en particular cuando son anchos, ofrecen vegetación silvestre entre potreros cultivados que permiten para el caso particular de las aves de pastizal que éstas se refugien, se alimenten e incluso nidifiquen en ellos (Fraga 2005, Szpeiner et al. 2007, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010). En este sentido, los bordes anchos contribuirían al servicio de sostenimiento de la diversidad en áreas muy transformadas como las que se encuentran en la Pampa Ondulada (Szpeiner et al. 2007, Poggio et al. 2010).

Implicancias para la conservación

Los ecosistemas de pastizal están desapareciendo en el Neotrópico, con la consiguiente pérdida de biodiversidad asociada (Krapovickas y Di Giacomo 1998, Vickery et al. 1999, Bilenca y Miñarro 2004). En la Región Pampeana comprendida dentro de la Provincia de Buenos Aires, diversas especies de aves de pastizal han reducido su rango de distribución de manera significativa e, incluso, algunas de ellas se han extinguido localmente (Narosky y Di Giacomo 1993, Fraga et al. 1998, Fraga 2003, Fernández et al. 2003, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Bilenca et al. 2008, Codesido et al. en prensa). Al respecto cabe destacar que siete de las especies dependientes de pastizal registradas figuran en el libro rojo de las aves a nivel nacional: una en la categoría “Amenazada” (el ñandú) y las restantes seis en la categoría “Vulnerable” (la perdiz copetona, el espartillero enano, el espartillero pampeano, el tachurí canela, el capuchino canela y el capuchino garganta café) (Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2008). En tal sentido, la conservación de los pastizales y del ancho del borde del camino no sólo contribuirá al servicio de sostenimiento de las aves que le dan su identidad a la Región Pampeana sino que, además, aportará a la conservación y provisión de los servicios ecosistémicos que las aves prestan al ambiente (Whelan et al. 2008).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Carlos González Fischer, a Lucas y a Carlos Leveau, por su asistencia en los trabajos de campo. Agradecemos los útiles comentarios de dos revisores anónimos a una versión preliminar del trabajo. Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET - Argentina), la Universidad de Buenos Aires (subsidio UBACyT X282 y X406), y por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA - Argentina; PNECO 1302).

BIBLIOGRAFÍA

- Askins, R., F. Chávez-Ramírez, R. Dale, C. Haas, J. Herkert, et al. 2007. Conservation of grassland birds in North America: understanding ecological processes in different regions. Ornithol. Monogr. 64:1-46.
- Baldi, G., J. Guerschman y J. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. Agric. Ecosyst. Environ. 116:197-208.
- Benton, T., J. Vickery y J. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends. Ecol. Evol. 18:182-188.
- Bilenca, D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Bilenca, D., M. Codesido y C. González Fischer. 2008. Cambios en la fauna pampeana. Ciencia Hoy 18:8-17.
- Birdlife International. 2004. Birds in the European Unión: a status assesment. Wageningen, The Netherlands: Birdlife International. birdsineurope.birdlife.org (último acceso: 04/11/2010).
- Burkart, R., N. Bárbaro, R. Sánchez y D. Gómez. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Parodi, L. R., editor. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería, Tomo 2, Fascículo 2. ACME, Buenos Aires, Argentina.
- Codesido, M., C. González Fischer y D. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. Ornitol. Neotrop. 19:575-585.
- Codesido, M., C. González Fischer y D. Bilenca. En prensa. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. The Condor.
- Cueto, V.R. y J. López de Casenave. 2000. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. J. of Biogeogr. 26:487-492.
- Crawley, M.J. 2002. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-PLUS. John Wiley & Sons, New York. EE.UU.
- Di Giacomo, A.S. y A.S. Di Giacomo. 2004. Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del yetapá de collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. Ornitol. Neotrop. 15:145-157.
- Di Giacomo, A.S. y J. Lopez de Casenave. 2010. Use and importance of crop and field -margin habitats for birds in a neotropical agricultural ecosystem. Condor 112:283-293.
- Di Giacomo, A.S., M.V. De Francesco y E.G. Coconier (eds.). 2007. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. Conserv. Biol. 18:17-37.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34:487-515.
- Fernández, G., G. Posse, V. Ferretti y F. Gabelli. 2003. Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. Biolog. Conserv. 115:139-148.
- Filloy, J., y M. Bellocq. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean Region. Agric. Ecosyst. Environ. 120:291-298.
- Fraga, R., G. Pugnali y H. Casañas. 1998. Natural history and conservation status of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. Bird Conserv. Internat. 8:255-267.
- Fraga, R. 2003. Distribution, natural history and conservation of the black-and-white monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. Ornitol. Neotrop. 14:145-156.
- Fraga, R.M. 2005. Ecology, behavior and social organization of Saffron-cowled Blackbirds (*Xanthopsar flavus*). Ornitol. Neotrop. 16:15-29.
- Fuller, R., R. Gregory, D. Gibbons, D. Marchant, J. Wilson, et al. 1995. Populations declines and ranges contractions among lowland grasslands birds in Britain. Conserv. Biol. 9:1425-1441.
- Ghersa, C., E. de la Fuente, S. Suárez, y R. León. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa, Argentina. Agric. Ecosyst. Environ. 88:271-278.
- Hansen, A. y D. Urban. 1992. Avian responses to landscape pattern: the role of species life history. Landsc. Ecol. 7:163-180.
- Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Buenos Aires, Argentina.
- Krapovickas, S. y A. Di Giacomo. 1998. Conservations of pampas and campos grasslands in Argentina. Parks 8(3):47-53.
- Krebs, J., J. Wilson, R. Bradbury y G. Siriwardena. 1999. The second silent spring? Nature 400:611-612.

León, R., G. Rusch y M. Oesterheld. 1984. Los pastizales pampeanos, impacto agropecuario. *Phytocoenología* 12:201-218.

León, R.J.C. 1991. Geographic limits of the region, Geomorphology and geology, Regional subdivisions, Floristic aspects, Description of the vegetation. Pp. 369-387 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam.

Mazar Barnett, J. y M. Pearman. 2001. *Lista Comentada de las Aves Argentinas*. Editorial Lynx. Barcelona. España.

Narosky, T. y A. Di Giacomo. 1993. Las aves de la Provincia de Buenos Aires: Distribución y estatus. En: Vázquez Mazzini (ed.). *Asociación Ornitológica del Plata y L.O.L.A.* Buenos Aires, Argentina.

Norris, K. 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation letters* 1:2-11.

Parker, T., D. Stotz y J. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. Pp. 115-140 en: Stotz, D., J. Fitzpatrick, T. Parker III y D. Moskovits (eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. EE.UU.

Parodi, L.R. 1930. Ensayo fitogeográfico sobre el partido de Pergamino. *Revista de la Facultad de Agronomía y Veterinaria Buenos Aires* 7:65-271.

Poggio, S., E. Chaneton y C. Ghera. 2010. Landscape complexity differentially affects alpha, beta and gamma diversities of plants occurring fencerows and cropfields. *Biol. Conserv.* xx:xxx-xxx.

Robinson, R. y W. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39:157-176.

Sala, O. y J. Paruelo. 1997. Ecosystem services in grasslands. Pp. 237-252 en: G. Daily (ed.). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, California. EE.UU.

Sala, O., F. Stuart Chapin III, et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.

Schrag, A., M. Zaccagnini, N. Calamari y S. Canavelli. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 132(1-2):135-142.

Siriwardena, G., S. Baillie, S. Buckland, R. Fewster, J. Marchant, et al. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *J. Appl. Ecol.* 35:24-43.

Szpeiner, A., M. Martínez-Ghera y C. Ghera. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 17:38-43.

Stotz, D., J. Fitzpatrick, T. Parker y D. Moskovits. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago. EE.UU.

Vickery, P., P. Tubaro, J. Silva, B. Peterjohn, J. Herkert, et al. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. *Stud. Avian Biol.* 19:2-26.

Viglizzo, E., F. Lértora, A. Pordomingo, J. Bernardos, Z. Roberto, et al. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low-external input farming in the Pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83:65-81.

Whelan, C., D. Wenny y R. Marquis. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134:25-60.

ANEXO

Lista de especies de hábitat disturbados y de especies dependientes de pastizales registradas en agroecosistemas en la Región Pampeana comprendidos dentro de la Provincia de Buenos Aires (Mazar Barnett y Pearman 2001).

Especies de hábitats disturbados		Especies dependientes de pastizales	
Nombre vulgar	Especie	Nombre vulgar	Especie
Perdiz común	<i>Nothura maculosa</i>	Ñandú	<i>Rhea americana</i>
Gavilán blanco	<i>Elanus leucurus</i>	Colorada	<i>Rhynchotus rufescens</i>
Gavilán común	<i>Buteo magnirostris</i>	Copetona	<i>Eudromia elegans</i>
Chimango	<i>Milvago chimango</i>	Gavilán ceniciento	<i>Circus cinereus</i>
Tero	<i>Vanellus chilensis</i>	Gavilán planeador	<i>Circus buffoni</i>
Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	Lechuzón de campo	<i>Asio flammeus</i>
Torcacita	<i>Columbina picui</i>	Espartillero pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	Espartillero enano	<i>Spartonoica maluroides</i>
Pirincho	<i>Guira guira</i>	Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>
Lechucita vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	Doradito	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>	Tachuri canela	<i>Polystictus pectoralis</i>
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	Ratona aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>
Pijuí de cola parda	<i>Synallaxis albescens</i>	Cachirla común	<i>Anthus correndera</i>
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>	Cachirla uña corta	<i>Anthus furcatus</i>
Mosqueta estriada	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Cachirla chica	<i>Anthus lutescens</i>
Picabuey	<i>Machetornis rixosus</i>	Capuchino canela	<i>Sporophila hypoxantha</i>
Benteveo	<i>Pithangus sulphuratus</i>	Capuchino garganta café	<i>Sporophila ruficollis</i>
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Misto	<i>Sicalis luteola</i>
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>	Verdón	<i>Embernagra platensis</i>
Golondrina doméstica	<i>Progne chalibea</i>	Pecho amarillo	<i>Pseudoleistes virescens</i>
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>		
Golondrina barranquera	<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>		
Ratona común	<i>Troglodytes aedon</i>		
Zorzal colorado	<i>Turdus rufiventris</i>		
Zorzal chalchalero	<i>Turdus amaurochalinus</i>		
Calandria común	<i>Mimus saturninus</i>		
Calandria real	<i>Mimus triurus</i>		
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>		
Volatinero	<i>Volatinia jacarina</i>		
Corbatita	<i>Sporophila caerulescens</i>		
Jilguero dorado	<i>Sicalis flaveola</i>		
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>		
Cachilo ceja amarilla	<i>Ammodramus humeralis</i>		
Cabecitanegra	<i>Carduelis magellanica</i>		
Pecho colorado	<i>Sturnella superciliaris</i>		
Loica común	<i>Sturnella loyca</i>		
Tordo renegrado	<i>Molothrus bonariensis</i>		
Tordo picocorto	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>		
Músico	<i>Agelaius badius</i>		

Capítulo 23

VALORACIÓN ECOLÓGICA DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL

Juan P. Isacch, Mauricio Escapa, Eugenia Fanjul y Oscar O. Iribarne

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y
Departamento de Biología (FCEyN), Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP),
Funes 3250, (7600) Mar del Plata, Argentina. Email Isacch: jpisacch@mdp.edu.ar.

Resumen. Las marismas son ambientes intermareales ubicados entre la tierra y la costa, por lo cual presentan tanto características ambientales de las comunidades terrestres y acuáticas como también propiedades emergentes del sistema. Las marismas están formadas por la interacción del agua, el sedimento y la vegetación, y para su estabilidad requieren de protección ante la alta energía de las olas, por lo que se desarrollan en sitios protegidos como desembocaduras de ríos, bahías, caletas o lagunas costeras, entre otros. Esto facilita el depósito de un sedimento fino y el crecimiento de plantas vasculares. En este estudio se hace una revisión de los servicios ecosistémicos prestados por las marismas de la costa del Atlántico Sudoccidental (ASO). Esta revisión se centra en los servicios provistos por la marisma y por la planicie de marea asociada. Desde un punto de vista práctico deben distinguirse los servicios ecosistémicos de marismas que afectan directamente a la población humana (constituyendo un verdadero servicio) de aquellos que tienen una función para la existencia misma de un sistema ecológico. Esto permite valorar a los servicios de marismas del ASO desde la perspectiva de su contribución al bienestar humano, como es el caso de los servicios relacionados con la provisión de bienes (i.e., forraje para el ganado y organismos que son explotados como recursos pesqueros), los servicios vinculados con la regulación de disturbios [i.e., la contaminación (mantenimiento de la calidad de las aguas superficiales mediante la estabilización y el procesado de contaminantes o exceso de nutrientes), o la erosión (protección de la línea de costa ante eventos como tormentas o inundaciones)]. Por otro lado, las marismas también proveen de servicios cuya contribución al bienestar humano no se manifiestan en forma directa, sino que tienen que ver con el mantenimiento de los procesos ecológicos de los sistemas naturales, como es el caso del rol de las marismas en el ciclado de nutrientes o en la capacidad de sustentar la biodiversidad al servir de refugio para poblaciones de animales. Un servicio importante que proveen las marismas desde el punto de vista socioeconómico para la población humana es el vinculado con el aspecto estético, cultural y recreativo. La valoración de este servicio no depende tanto de parámetros ecológicos, sino que se manifiesta como una combinación de las características propias del sistema, con las expectativas sociales de la población que usa dicho sistema.

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS MARISMAS

Las marismas son ambientes intermareales ubicados entre la tierra y la costa, por lo cual presentan características ambientales tanto de las comunidades terrestres y acuáticas como también propiedades emergentes del sistema. Las marismas están formadas por la interacción del agua, el sedimento y la vegetación, y para su estabilidad requieren de protección ante la gran energía de las olas, por lo que se desarrollan en sitios protegidos como desembocaduras de ríos, bahías, caletas o lagunas costeras, entre otros (Allen 2000). Esto facilita el depósito de un sedimento fino y el crecimiento de plantas vasculares. Asociado a las marismas se desarrollan planicies de marea, caracterizadas por ser playas de sedimentos finos, inundadas de manera periódica por las mareas. A lo largo del texto, cuando se habla en forma general del ambiente de marismas nos referimos a la marisma propiamente dicha (es decir, la parte vegetada) más la planicie de marea asociada. En las zonas tropicales la contraparte de las marismas son los manglares, dominados por vegetación arbórea. En zonas templadas y templado-frías, las comunidades vegetales se caracterizan por tener una baja diversidad general y por presentar un marcado patrón de zonación, determinado por un grado diferente de exposición a las mareas (Chapman 1974). Por lo general, los canales de marea alteran este patrón de zonación y generan un mosaico de variación (Zedler et al. 1999). En décadas recientes, una serie de estudios experimentales (Snow y Vince 1984, Bertness y Ellison 1987, Bertness 1991, Pennings y Callaway 1992), han llevado al establecimiento de un paradigma que establece que existe una relación inversa entre habilidad competitiva y tolerancia al estrés, tal que las plantas competitivamente mejores ocupan las zonas con menor estrés de la marisma (e.g., inundación, salinidad) y desplazan a plantas competitivamente inferiores a zonas más estresantes (Bertness 1992, Pennings y Bertness 2001). Las marismas son “áreas vitales” para los ambientes costeros en términos de oferta de hábitat y recursos alimentarios para organismos terrestres y acuáticos, dado que entrapan sedimentos finos, modifican los tiempos de residencia del agua, influyen los ciclos biogeoquímicos, y funcionan como reservorio temporal y agente de removilización de nutrientes del sedimento (Bertness 1999).

VARIACIÓN REGIONAL EN MARISMAS DEL ATLÁNTICO SUDOCCIDENTAL

Las marismas del Atlántico Sudoccidental (ASO) se extienden desde el sur de Brasil, hasta Argentina, abarcando también La R.O. del Uruguay (Figura 1, Tabla 1). El área involucrada en esta revisión (de 31° S a 43° S, Figura 1) presenta una de las plataformas continentales más amplias y llanas del mundo (Plataforma del Atlántico Sudoccidental), y sus costas son influenciadas por la confluencia de la Corriente del Brasil hacia el sur y la Corriente de Malvinas hacia el norte (Longhurst 1998). Desde un punto de vista terrestre, las marismas de esta región se encuentran incluidas dentro de tres grandes provincias fitogeográficas (Cabrera y Willink 1973): la Pampeana (dominada por pastizales), el Espinal (dominado por árboles espinosos de bajo porte), y la de Monte (dominada por arbustos). La precipitación media anual aumenta desde 250 mm al sur (Río Chubut) hasta 1200 mm al norte (Lagoa dos Patos, Brasil). Las micromareas astronómicas (hasta 0.5 m) en el sur de Brasil y en la costa de Uruguay, contrastan con las meso-macromareas (de 2.7-6.4 m, en promedio) que dominan en las costas del norte de la Patagonia.

En términos globales, las marismas del ASO son importantes debido a la gran superficie que ocupan, casi 2000 km² (Isacch et al. 2006). Se pueden reconocer dos grandes grupos de marismas para esta región, cada uno caracterizado por la dominancia de diferentes especies vegetales. Esta dominancia está determinada por la influencia relativa del agua dulce y la salada (Isacch et al. 2006). Aquellas dominadas por la influencia del agua dulce (ríos o arroyos), distribuidas relativamente más al norte, están representadas por dos tipos de comunidades vegetales: una marisma de *Spartina densiflora* y una marisma más diversa representada por especies de suelos salobres y baja tolerancia relativa a la inundación por agua salada (e.g., *Juncus acutus*, *Scirpus maritimus*, *Cortaderia celloana*). Por otra parte, las marismas con nulo o poco aporte de agua dulce, sujetas de forma importante a la influencia de las mareas y distribuidas relativamente más al sur, están dominadas por dos comunidades vegetales: una monoespecífica de *Spartina alterniflora* en la parte baja del intermareal, y una más diversa dominada por *Sarcocornia perennis* en las zonas más altas del intermareal.

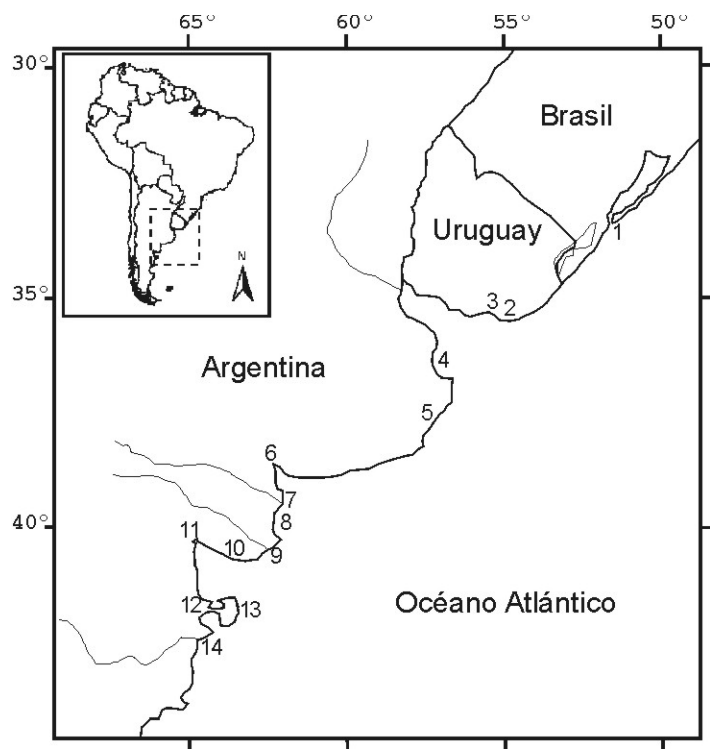


Figura 1. Marismas del Atlántico sudoccidental. Para referencias de los sitios (números) ver la Tabla 1.

Tabla 1. Factores físicos, regiones fitogeográficas (según Cabrera y Willink 1973) y superficie de las principales comunidades vegetales y planicie de marea (Relación SA/SD/SP/BM/PL) de las marismas costeras del Atlántico Sudoccidental (Brasil, Uruguay y Argentina) (modificado a partir de Isacch et al. 2006). Los valores representados en la columna Relación SA/SD/SP/BM/PL indican la superficie de cada ambiente en ha, y los signos (+) y (-) indican que ese ambiente está presente pero con superficies pequeñas, o que no fue registrado, respectivamente. Referencias: SA = *Spartina alterniflora*, SD = *Spartina densiflora*, SP = *Sarcocornia perennis*, MA = marisma alta (especies dominantes: *Scirpus maritimus*, *Scirpus americanus*, *Juncus spp*, *Cortadeira celloana*, *Phragmites australis*, PL = planicie de marea.

	Amplitud de marea media (m)	Aporte por caudal de ríos y arroyos (m³/s)	Precipitación (mm/año)	Provincia fitogeográfica	Relación SA/SD/SP/MA/PL
Brasil					
Lagoa dos Patos	0.47	2000	1200	Pampa	53/619/+5551/+
Uruguay					
Arroyo Maldonado	0.31	14	1020	Pampa	+550/111/1222/+
Laguna J. Ignacio	0.31	7	1020	Pampa	-178/2/469/+
Argentina					
Bahía Samborombón	0.75	22031	950	Pampa	5060/26314/8336/42345/14046
Laguna Mar Chiquita	0.79	20	920	Pampa	-3882/304/7382/143
Bahía Blanca	2.44	-	645	Espinal y Pampa	9193/65/20376/+60973
Río Colorado	1.64	319	600	Espinal y Monte	397/1344/731/4548/1807
Bahía Anegada	1.64		500	Monte	20503/2908/42060/2492/62797
Río Negro	2.94	858	380	Monte	47/656/+49/+
Caleta de los Loros	6.04	-	300	Monte	440/+30/-1144
Bahía San Antonio	6.44	-	248	Monte	2068/+2124/-10111
Riacho San José	3.00	-	225	Monte	108/23/225/-1633
Caleta Valdés	2.70	-	225	Monte	89/25/329/-12747
Río Chubut	2.77	47	196	Monte	-18/+/-/+

AMENAZAS A LOS SISTEMAS COSTEROS

Entre 30 y 50% de los ambientes costeros del mundo han sido degradados durante las últimas décadas (Valiela 2006). La tasa de pérdida de estos ambientes excede a la tasa de pérdida de ambientes más publicitados, como las selvas tropicales. Las costas del ASO no son una excepción, ya que a lo largo de su extensión se han establecido grandes asentamientos humanos, asociados a las actividades industriales, pesqueras, agrícola-ganaderas y turísticas.

En la escala global, los sistemas de marismas comprenden 5.2% de la superficie terrestre, pero soportan una carga antrópica desproporcionada respecto a otros ambientes: en la actualidad, 60% de la población del mundo vive cerca de la costa o de marismas (Wolanski 2007). Además,

en la actualidad, la población mundial se duplica cada 30-50 años, pero cerca de la costa (donde se duplica casi cada 20 años) las poblaciones aumentan a una tasa más rápida debido a las migraciones internas dentro de cada región.

Entre los principales disturbios que se han registrado en marismas del ASO se encuentran: el fuego y el pastoreo por ganado doméstico [e.g., Bahía Samborombón y Laguna Mar Chiquita (Isacch et al. 2004, Marino 2008)], la eutrofización por vertidos cloacales [e.g., Bahía San Antonio y Bahía Blanca (Iribarne et al. 2004, Cardoni y Fanjul, datos no publicados)], introducción de especies exóticas [e.g., la ostra japonesa *Crasostrea gigas* en Bahía Anegada (Escapa et al. 2004, Borges 2005), el poliqueto formador de arrecifes *Phicopomatus enigmaticus* en Laguna Mar Chiquita (Obenat 2002, Schwindt et al. 2004)] y construcción de terraplenes y caminos [e.g., Bahía Blanca (M. Escapa, observación personal)]. Las vías en los que estos disturbios alteran algunas de las funciones ecosistémicas de marismas están siendo evaluadas por algunos grupos de investigación en la región. Sin embargo, los servicios ecosistémicos asociados a esas funciones no han sido evaluados aún.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE MARISMAS

Los ecosistemas costeros y marinos están entre los más productivos del mundo y se reconoce que proveen muchos servicios a la sociedad. Sin embargo, muchos de estos ecosistemas se encuentran muy degradados (UNEP 2006) y los servicios que prestan no son suficientemente reconocidos ni valorados. Como otros humedales, las marismas se distinguen por el rango amplio y el valor elevado de los servicios que proveen al ecosistema costero y al bienestar humano (Mitsch y Gosselink 1993). Algunos de los servicios ecosistémicos más reconocidos en las marismas incluyen el control de la erosión, la retención de sedimentos y regulación de disturbios, el ciclado de nutrientes y mantenimiento de aguas superficiales, el sustento y provisión de refugio para la vida silvestre, la provisión de alimento y forraje, y la provisión de servicios recreativos y culturales (Adam et al. 2008).

En este estudio revisamos los servicios ecosistémicos que prestan las marismas del ASO, determinando su importancia relativa en función de la evidencia disponible. En un sentido más amplio, se debe entender a la marisma como un sistema compuesto por varios sub-hábitats interconectados (Rountree y Able 1992). Además, se debe considerar que en la escala de paisaje, el ambiente de marisma está interconectado de manera fuerte a otros ambientes, tales como las planicies de marea, los ambientes bentónicos submareales y la columna de agua (Peterson et al. 2008). Nuestro análisis incluye de manera específica las marismas y las planicies de marea asociadas a las marismas. La superficie que cubre cada comunidad vegetal y la planicie de marea en las marismas de la costa del ASO se muestran en la Tabla 1. Esta información debe servir de referencia en los casos en los que servicios ecosistémicos específicos sean referidos a comunidades vegetales específicas o a planicies de marea, pudiendo así determinar su magnitud relativa.

Control de la erosión, retención de sedimentos y regulación de disturbios

La pérdida de ambientes costeros como producto de la erosión es un problema común a muchas regiones del mundo (Allen 2000). Las costas de Argentina han sufrido un proceso marcado

de erosión como consecuencia de malos manejos costeros, generados por la construcción de escolleras o por emprendimientos urbanísticos (Isla y Lasta 2006). Las especies de plantas de marismas cumplen un rol importante en la capacidad de estos ambientes de atenuar disturbios en la costa ante eventos asociados a alta energía de olas, como las tormentas (Möller y Spencer 2002).

Spartina alterniflora es una especie vegetal ampliamente distribuida en grandes marismas del ASO (Tabla 1), que crece en la parte baja del intermareal (Isacch et al. 2006). Sus tallos y hojas actúan como obstáculo al movimiento del agua durante una inundación o un ciclo mareal, siendo, en consecuencia, un instrumento de absorción de energía (Yang 1998). En el Hemisferio Norte se ha observado que *S. alterniflora* puede reducir hasta 71% la altura de las olas y 92% su energía (Frey y Basan 1985), y que también disminuye la velocidad de las corrientes de marea (Leonard y Croft 2006). De esta manera se incrementa la estabilidad sedimentaria dentro de la marisma y se amortiguan los efectos de la energía del agua sobre los ambientes contiguos. La cantidad de material depositado está directamente relacionada con la densidad de tallos, la cantidad de material en suspensión y la pendiente del sistema (Gleason et al. 1979, Leonard y Croft 2006).

Al encontrarse en sitios topográficamente más altos, las otras dos especies de plantas dominantes en marismas del ASO (*Spartina densiflora* y *Sarcocornia ambigua*) son inundadas con menor frecuencia y, por ende, retienen menos sedimentos. *S. ambigua* presenta los menores valores de atenuación, mientras que *S. densiflora* muestra valores algo mayores, pero siempre menores que *S. alterniflora*. *Spartina alterniflora* tiene mayor efecto en cuanto a la disminución de la energía y a la cantidad de sedimento que deposita (esto último también se debe a que al inundarse con mayor frecuencia es capaz de retener más sedimentos).

Ciclado de nutrientes y mantenimiento de aguas superficiales

Entre los servicios ecosistémicos brindados por las marismas en relación al ciclado de nutrientes, se pueden destacar la regulación de gases atmosféricos (flujos de CO₂, CH₄ y N₂O entre el sedimento-columna de agua-atmósfera), la formación de suelos (secuestro de C, procesos de diagénesis temprana), regulación de nutrientes (flujo de N y P), y tratamiento de desechos (depósito de sedimentos, desnitrificación). Todas estas funciones ecosistémicas están relacionadas entre sí, y sustentadas por las tasas de producción primaria más altas de estos ambientes.

Debido a la elevada productividad primaria de su vegetación, las marismas fijan grandes cantidades de CO₂ [entre 550 y 2599 g PS.m⁻².año⁻¹ en el caso de *Spartina densiflora* (Peixoto y Costa 2004, Bortolus 2006, González Trilla et al. 2008, Vera et al. 2009, Montemayor et al. en preparación), y entre 745 y 969 g PS.m⁻².año⁻¹ en el caso de *S. alterniflora* (González Trilla et al. 2007, Montemayor et al. en preparación)]. La mayor parte del carbono fijado ingresa a la trama trófica detritívora en forma de compuestos disueltos y material particulado no-vivo. Parte de estos detritos son degradados y reconvertidos en carbono inorgánico a través de su hidrólisis/fermentación y su subsiguiente mineralización, con formación de CO₂ y de nutrientes inorgánicos como amonio y fosfato (Kristensen y Holmer 2001). Todas las etapas del proceso de reciclado (i.e., fijación de C, N, P, y S, formación y degradación de detritos, y mineralización) pueden ocurrir por diferentes vías y a diferentes tasas, que son afectadas por factores como la inundación por mareas (Alongi 1998), la presencia de organismos bentónicos (Kostka et al. 2002, Fanjul et al. 2007), y la disponibilidad de oxígeno (Fanjul 2009).

De esta manera, en las marismas se fija gran cantidad de carbono (regulación de gases), que sustenta los procesos de degradación de detritos con la consecuente generación de suelos (procesos de diagénesis temprana) y regulación del flujo de nutrientes inorgánicos disueltos (regulación de N y P). Esta última función ecosistémica es principalmente resultado del balance de varios procesos: consumo de N (19.5 mmol N.m⁻².día⁻¹) y de P inorgánico disuelto durante la fotosíntesis, la producción de metabolitos (e.g., mineralización de N, a una tasa de 127 mmol N.m⁻².día⁻¹) durante la degradación de materia orgánica, y el consumo de nitratos (desnitrificación) cuando esta oxidación se produce en condiciones de baja disponibilidad de O₂ [a un potencial de desnitrificación de 2.4 mmol N.m⁻².día⁻¹ (Fanjul 2009)].

Las marismas reciben importantes cantidades de contaminantes ya que a menudo están situadas en la cercanía de áreas altamente pobladas e industrializadas, o en la parte inferior de grandes cuencas. Las mareas provocan el ingreso de cantidades elevadas de polutos a las marismas, que son retenidos por la vegetación junto con el depósito de partículas en suspensión. Una vez que el contaminante entra a la marisma se distribuye en sedimentos, agua y plantas, que son capaces de capturar metales del suelo a través de sus raíces (Alberts et al. 1990, Weis et al. 2002, Windham et al. 2003). La absorción de metales por las plantas halófitas depende de la movilidad y la disponibilidad de los metales en el sedimento, lo cual está determinado por el pH, la salinidad, el potencial redox, el contenido de materia orgánica y el tamaño de grano (Otte et al. 1993, Williams et al. 1994, Almeida et al. 2004). Así, las marismas han sido consideradas sitios de estabilización de metales, siendo aquellas especies que acumulan más metales en tejidos subterráneos y sedimentos asociados las que contribuyen más efectivamente a reducir su biodisponibilidad (Doyle y Otte 1997, Weis y Weis 2004). En las marismas del ASO existe acumulación de metales pesados, tanto en los sedimentos como en diferentes componentes de la biota (Marcovecchio et al. 1986, 1988, 2001, Beltrame et al. 2008). En particular, para la marisma de Bahía Blanca se ha determinado que los sedimentos actúan como sumidero de metales pesados (e.g., Cu, Zn, Ni, Mn y Fe). A pesar de que *S. alterniflora* retiene sedimentos en sus tejidos, estos sedimentos son finalmente exportados al sistema a través de detritos o de organismos que se alimentan de la planta; de esta manera, la vegetación actúa como un medio en la distribución de metales pesados desde la marisma al ambiente marino (Hempel et al. 2008).

Por otra parte, alrededor del mundo se han detectado pesticidas organoclorados en la biota y en sedimentos de marismas debido al aporte de contaminantes de ríos y al drenaje de las áreas agrícolas aledañas (Everaarts et al. 1991, 1993). En estudios realizados en sedimentos y en cangrejos de la Laguna Mar Chiquita se han reportado concentraciones de organoclorados con valores similares a los registrados en marismas de otras partes del mundo (Menone et al. 2000, 2004, 2006). Por ejemplo, para *S. densiflora* se registraron valores de 1869 ng/g lípido de organoclorados y 537 ng/g lípido de PCB (Menone et al. 2000). Estos estudios indican que los ecosistemas de marismas en el ASO actúan como sumideros para pesticidas organoclorados (o sus metabolitos) que están en uso o han dejado de ser usados recientemente en la actividad agrícola.

Tradicionalmente, las zonas costeras han sido la vía más rápida de eliminar las aguas servidas de las ciudades circundantes, lo que incrementa la concentración de materia orgánica y de nutrientes del sistema. Esto afecta su productividad, dado que aumenta el contenido de material particulado y disminuye la cantidad de oxígeno disuelto (Laws y Allen 1996). En este sentido, se ha observado que los ambientes estuarios pueden procesar parte de estos nutrientes antropogénicos, convirtiéndolos en biomasa que finalmente es exportada como detritos. De esta forma, las

marismas actúan como un filtro natural para el exceso de nutrientes. Algunas estimaciones de biomasa aérea de *S. alterniflora* en Bahía Blanca, en un área afectada por el aporte de efluentes cloacales, llegan a 1500 g/m² de peso fresco, comparado con valores máximos de 500 g/m² de peso fresco en áreas no afectadas por aportes de nutrientes (Isacch et al. 2007). Además, las concentraciones de nutrientes en el sedimento presentan un gradiente con valores elevados cerca del foco de vertido de desechos cloacales, y decaen de forma abrupta a valores cercanos al 50% a cortas distancias del foco [i.e., 200 m (Cardoni et al. en prensa)], demostrando el servicio que presta la marisma por su alta capacidad de absorber y/o estabilizar el exceso de aporte de nutrientes al sistema.

Sustento y provisión de refugio para la vida silvestre

Las marismas son ambientes de borde (i.e., transición entre el sistema terrestre y el marino). Además, en muchos casos también existen gradientes de salinidad marcados en su interior, sobre todo en aquellos sitios con aporte de agua dulce. Estas dos características promueven su uso como refugio o reservorio de una gran diversidad faunística, sustentada por una diversidad ambiental elevada y por una alta productividad del sistema.

Las marismas pueden proveer refugio ante depredadores a peces e invertebrados de importancia económica, que de otra manera eliminarían las poblaciones de juveniles y disminuirían la producción de las pesquerías (Boesch y Turner 1984). En las marismas, la presencia de estructuras físicas son importantes como refugio y hábitat de forrajeo y de cría de peces juveniles (Rozas y Minello 1998, Rozas y Zimmerman 2000). Sin embargo, se ha determinado que la localización geográfica, la amplitud de marea y el régimen de salinidad tienen efectos importantes sobre los patrones de densidad y el valor como hábitat de cría (“nurserie”) de las marismas (Rozas y Minello 1998, Hindell et al. 2000, Rozas y Zimmerman 2000). Otros factores que también pueden ser importantes en la escala de paisaje incluyen la proximidad de otros tipos de hábitat, los patrones de drenaje de la marisma, la conectividad con las aguas de la costa y los gradientes físicoquímicos (Minello et al. 2003). En la escala de paisaje se ha demostrado que los patrones de salinidad afectan el crecimiento (Baltz et al. 1998) y la supervivencia de los organismos (Weinstein y Walters 1981). El rol de las marismas del ASO como “nurserie” para peces no ha sido todavía evaluado, a pesar de que se conoce que en general albergan densidades elevadas de estadios juveniles de peces (Lasta 1995, Sinque y Muelbert 1998, Cousseau et al. 2001, M. Valiña comunicación personal) y crustáceos (Bemvenuti 1998), con algunas especies que son blanco de captura por pesquerías artesanales o por la pequeña escala, como la lisa (*Mugil platanus*), la corvina rubia (*Micropogonias fuernieri*), el pejerrey (*Odontesthes argentinensis*), el lenguado [*Paralichthys orbignyanus* (Vieira et al. 1998, Lasta et al. 2000, Cousseau y Perrotta 2004)] y el camarón [*Penaeus paulensis* (Bemvenuti 1998)].

Las planicies de marea asociadas a marismas se destacan por la alta diversidad y cantidad de aves acuáticas y marinas costeras. Las planicies de marea concentran una gran biomasa de invertebrados bentónicos que habitan en los fondos blandos (Botto e Iribarne 1999). Muchas especies de aves están especialmente adaptadas a alimentarse en estos hábitats, en particular los Charadriiformes migratorios y no migratorios (aves playeras, ostreros), que usan estos ambientes como sitios de parada o invernada a lo largo de sus migraciones, e incluso en ocasiones les resultan indispensables para completar sus ciclos de vida [e.g., Bahía Samborombón y Bahía San Antonio (Morrison y Ross 1989)]. En consecuencia, para la supervivencia de estas especies se hace

indispensable la conservación de estos sitios (Myers et al. 1987), por lo que han sido declarados sitios de importancia hemisférica para la conservación de aves playeras.

La gran biomasa de peces que se concentran en las aguas superficiales asociada a la planicie de marea en las marismas del ASO (Lasta 1995, Cousseau et al. 2001, Loebmann et al. 2008) es aprovechada por aves ictiófagas (como los gaviotines y rayadores), cuyas poblaciones están fuertemente sustentadas por el aporte de recursos alimentarios de estos sistemas [i.e., el gaviotín golondrina (*Sterna hirundo*), con 30000 individuos en Punta Rasa-Bahía Samborombón (Mauco y Favero 2004, 2005), y el rayador (*Rynchops niger*), con 10000 individuos en Laguna Mar Chiquita (Martínez 2001, Mariano-Jelicich y Favero 2006)]. Los ambientes de marismas del ASO también resultan indispensables para la cría y la alimentación de especies amenazadas, como la gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*), de estatus vulnerable (Birdlife 2004), cuya población se encuentra fundamentalmente distribuida en marismas del ASO ya que presenta una especialización trófica por cangrejos que habitan estos ambientes (Spivak y Sánchez 1992, Martínez et al. 2000, Berón et al. 2007) y nidifica en islas dentro de estos sistemas (Yorio et al. 2005).

Las marismas caracterizadas por el aporte de agua dulce se encuentran representadas por pajonales extensos dominados por especies como *S. densiflora* y *Cortaderia celloana* (Isacch et al. 2006). Algunas de las especies de aves con rangos de distribución más restringidos dentro del bioma de pastizal templado de América del Sur son aquellas que habitan pastizales halófitos costeros, principalmente representados en marismas del ASO (Bilenca y Miñarro 2004). Tres de estas especies de aves presentan poblaciones en disminución o amenazadas, como el espartillero enano (*Spartonoica maluroides*), el burrito negruzco (*Porzana spiloptera*) (Birdlife 2004) y el espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*) (Isacch et al. 2004, Cardoni et al. 2007). Así mismo, estos pastizales de marismas son refugio de vida silvestre pampeana más ampliamente distribuidas en el pasado, pero que en la actualidad se encuentra confinada a estos pajonales marginalmente productivos y todavía en un relativo buen estado de conservación. Esto incrementa el valor de los mismos desde un punto de vista de la conservación (Bilenca y Miñarro 2004). Algunos casos emblemáticos son el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*), con una población remanente en Bahía Samborombón (Vila et al. 2008), o como es el caso de algunas especies típicas de pastizal que se encuentran con alta frecuencia en estos ambientes, como el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el ñandú (*Rhea americana*), el lechuzón de campo (*Asio flammeus*), la ratona aperdizada (*Cistothorus platensis*), el cachilo canela (*Donacospiza albifrons*) y el verdón (*Embernagra platensis*), entre otros (Isacch et al. 2004, Canepuccia et al. 2007, Cardoni et al. 2007, Canepuccia et al. 2008a). Estas características ha llevado a que estos pastizales de marismas hayan sido declarados Áreas Valiosas de Pastizal (AVP) (Bilenca y Miñarro 2004) y Áreas de Importancia para Aves (IBA) (Di Giacomo 2005) por programas internacionales de conservación.

Provisión de alimento y forraje

Las marismas son consideradas ambientes marginalmente productivos por su baja aptitud forrajera y por la imposibilidad de desarrollar agricultura sobre sus suelos salinos y anegadizos. El pastoreo en este ambiente se lleva a cabo en la parte más alta de la marisma, donde se desarrollan extensos pastizales de *Spartina densiflora* que son inundados de manera esporádica por mareas extraordinarias. En términos relativos, la producción primaria aérea de *S. densiflora* es elevada si se la compara con otros sistemas del mundo (Gómez y Gallopín 1991). Sin embargo, los espartillares de *S. densiflora* presentan un alto contenido de fibras [70% (Canepuccia et al. 2008b)], bajos

contenidos de N y P respecto al C [relación C:N cercana a 70 (Canepuccia et al. 2008b)]. Dada su reducida digestibilidad [cercana a 35% (FVSA e INTA 2009)], esta vegetación contiene bajos valores de energía metabolizable, lo que a su vez determina una baja receptividad ganadera en relación con ambientes de la región.

Como resultado de la alta producción primaria de las plantas vasculares (Boesch y Turner 1984), las marismas han sido reconocidas por sustentar poblaciones de peces y crustáceos de valor comercial. Esto ha sido establecido en repetidas oportunidades por los científicos que trabajan en marismas y por los encargados del manejo ambiental de esos ambientes (Nixon 1980). Esto ha estado parcialmente fundamentado por la idea de que las marismas son exportadoras de nutrientes al sistema marino ("outwelling") (Odum 1968). Ambas ideas han sido bastante cuestionadas, y se ha reconocido en muchos casos una baja o nula relación entre organismos de importancia comercial asociados a la producción de detritos de plantas de marisma. Las marismas del ASO no son una excepción a este patrón ya que se ha registrado que los organismos asociados a la producción generada por la marisma son escasos, y que, además, por lo general carecen de valor comercial [e.g., *Nehoelice* (= *Chasmagnatus*) *granulata* (Botto et al. 2005)]. Así, el sostenimiento de la trama trófica, y por ende de organismos de importancia en la pesca comercial, en la marisma tendría otros orígenes de producción primaria, diferentes a los detritos generados por plantas vasculares (Botto et al. 2006).

Provisión de servicios recreativos y culturales

Las marismas proveen un importante servicio cultural a través de la provisión de un sistema adecuado para la investigación científica, en especial para la puesta a prueba de diversas teorías ecológicas. La investigación realizada en marismas ha contribuido mucho a las ciencias ambientales, y ha generado un número importante de controversias estimulantes (e.g., controles "top-down" vs. "bottom-up" en las tramas tróficas) (Valiela et al. 2004). Aproximaciones experimentales, comparativas y correlacionales han sido usadas en estudios en marismas; cada aproximación ha contribuido a los avances en su respectivo campos (Valiela et al. 2004). Las marismas del ASO han tenido un rol fundamental en el entendimiento del rol de las interacciones indirectas y de la ingeniería ecosistémica en la estructuración de comunidades (Bortolus et al. 2002, Cardoni et al. 2007, Fanjul et al. 2007, Alberti et al. 2008, Daleo et al. 2008). Además, las marismas son un sitio apropiado para el desarrollo de actividades de educación ambiental dada la gran diversidad de fauna y las particularidades de su funcionamiento ecológico, como, por ejemplo, la existencia de organismos adaptados a la vida intermareal, el uso por aves migratorias de larga distancia, o el hecho de ser un ambiente de interfase entre el ambiente terrestre y el marino.

Las marismas y sus ambientes aledaños son centros importantes de desarrollo de actividades recreativas, entre las que se pueden mencionar la pesca deportiva, los deportes náuticos (windsurf, kitesurf, kayak) y el avistaje de fauna (Gómez y Toresani 1998); así, representan una importante fuente de recursos para las comunidades locales.

Al igual que las marismas de la costa del centro-norte de la Provincia de Buenos Aires, las de Uruguay y las del sur de Brasil, están inmersas en una región con un alto valor cultural, ya que todavía presentan resabios de la tradición gauchesca. La región pampeana y los campos de Uruguay y sur de Brasil (Soriano et al. 1991) han perdido mucho de sus tradiciones debido a la transformación del paisaje (dominado por el pastoreo extensivo) por la agricultura. A pesar de esos cambios,

todavía persiste un manejo ganadero tradicional en áreas marginalmente productivas como son gran parte de las marismas del ASO. Esto ha permitido que se conserven ciertos aspectos de la cultura gauchesca y, a su vez, ha estimulado el desarrollo de emprendimientos de turismo rural importantes a lo largo de estos sitios (e.g., www.caminodelgaucho.com.ar/i_gral.htm).

CONSIDERACIONES FINALES

La primera aproximación a la valoración de servicios ecosistémicos en el nivel global, desarrollada por Costanza et al. (1997), da una idea aproximada del aporte en términos absolutos de los principales ecosistemas del mundo. Entre estos se destacan las marismas/manglares como ecosistemas con un aporte importante en la prestación de servicios ecosistémicos, en comparación con otros biomas terrestres y marinos. Entre los principales servicios que estos autores destacan para marismas, se mencionan la regulación de disturbios, el mantenimiento de aguas superficiales, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimento, y la recreación (Costanza et al. 1997). A partir de la presente revisión realizada para las marismas del ASO, encontramos que estos servicios presentan similitudes con lo propuesto por Costanza et al. (1997), aunque con particularidades distintivas para la región. Existe una cantidad importante de estudios que han abarcado aspectos vinculados al funcionamiento ecosistémico para marismas del ASO. Dichos estudios permiten realizar estimaciones suficientemente aproximadas de algunos de los servicios ecosistémicos prestados por este ambiente. Sin embargo, debe notarse que la valoración de los servicios para las marismas del ASO debe ponderarse en función de las características propias de cada marisma, en especial considerando las comunidades vegetales dominantes, el aporte de agua dulce y la amplitud de marea. Por otro lado, se ha determinado que factores tales como la densidad y localización de las plantas, las especies, el régimen de marea, la estacionalidad y la latitud pueden afectar los patrones registrados en la atenuación de las olas en los sistemas costeros (Barbier et al. 2008). Estos resultados llaman a tener precaución a la hora de extrapolar a otras escalas los resultados medidos en una determinada escala espacial y temporal, lo cual indica la necesidad de un conocimiento mayor de las relaciones entre los servicios ecosistémicos y los factores que inciden sobre sus respuestas.

Desde un punto de vista práctico, se deben distinguir los servicios ecosistémicos de marismas que afectan directamente a la población humana (constituyendo un verdadero servicio), de aquellos que tienen una función para la misma existencia de un sistema ecológico. Esto permite valorar a los servicios de marismas del ASO desde la perspectiva de su contribución al bienestar humano, como es el caso de los servicios relacionados con la provisión de bienes (forraje para el ganado y organismos que son explotados como recursos pesqueros), los servicios vinculados con la regulación de disturbios como son la contaminación (mantenimiento de la calidad de las aguas superficiales mediante la estabilización y el procesamiento de contaminantes o exceso de nutrientes), o la erosión (protección de la línea de costa ante eventos como tormentas o inundaciones). Por otro lado, las marismas también proveen de servicios cuya contribución al bienestar humano no se manifiesta en forma directa, sino en relación al sostenimiento de procesos ecológicos de los sistemas naturales, como es el caso del rol de las marismas en el ciclado de nutrientes o en la capacidad de sustentar la biodiversidad al servir de refugio para poblaciones de animales (aves, mamíferos, peces), en algunos casos amenazados. Un servicio importante que proveen las marismas desde el punto de vista socioeconómico para la población humana es el vinculado con el aspecto estético, cultural

y recreativo. La valoración de este servicio no depende tanto de parámetros ecológicos, sino que se pone de manifiesto como una combinación de las características propias del sistema, con las expectativas sociales de la población que es usuaria de dicho sistema.

Los diversos usos concentrados en las costas del ASO han desalentado el establecimiento de planes de desarrollo sustentable dentro de los ambientes de marisma. A pesar de que muchas marismas se encuentran bajo marcos de protección nacional e internacional (Isacch 2008, Marino 2008), están siendo alteradas por falta de adecuado manejo por las autoridades y las poblaciones locales (SADS, FPN y FVSA 2007, Isacch 2008). La protección de ambientes naturales y de especies emblemáticas ha sido la principal fuerza para generar la necesidad de establecer áreas protegidas en la región. Fuera de las áreas protegidas, las marismas del ASO están también siendo modificadas con gran intensidad, fundamentalmente como producto de actividades derivadas del avance de la frontera agrícola y de la urbanización. El concepto de servicios ecosistémicos surge como una opción novedosa para asignarle valor a aquellas funciones de los ecosistemas relacionadas de manera directa con las actividades del Hombre y evitar la posibilidad de que éstas se vean perjudicadas por malas prácticas. En consecuencia, el concepto de servicios ecosistémicos se presenta como una herramienta que permitiría, tanto dentro de áreas protegidas como fuera de éstas, establecer recomendaciones que mejoren la calidad de la producción o de los usos que el Hombre realiza de la naturaleza optimizando de esta manera la conservación del medio ambiente de un modo más amplio y “realísticamente” más sustentable en el largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Fuentes de financiación: Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP) y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

BIBLIOGRAFÍA

Adam, P., M.D. Bertness, A.J. Davy y J.B. Zedler. 2008. Saltmarsh. Pp. 157-171 en: Polunin, N. (ed.). Aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, Gran Bretaña.

Alberti, J., M. Escapa, O.O. Iribarne, B. Silliman y M. Bertness. 2008. Crab herbivory regulates plant facilitative and competitive processes in Argentinean marshes. *Ecology* 89:155-164.

Alberts, J.J., M.T. Price y M. Kania. 1990. Metal concentrations in tissues of *Spartina alterniflora* (Loisel.) and sediments of Georgia salt marshes. *Estuarine Coastal Shelfish Science* 30:47-58.

Allen, J.R.L. 2000. Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19:1155-1231.

Almeida, C.M., A.P. Mucha y M.T. Vasconcelos. 2004. Influence of the sea rush *Juncus maritimus* on metal concentration and speciation in estuarine sediment colonized by the plant. *Environmental Science Technology* 38:3112-3118.

Alongi, D.M. 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press, Florida, EEUU.

Baltz, D.M., J.W. Fleeger, C.F. Rakocinski y J.N. McCall. 1998. Food, density, and microhabitat: Factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes. *Environmental Biology of Fish* 53:89-103.

Barbier, E.B., E.W. Koch, B.R. Silliman, S.D. Hacker, E. Wolanski, et al. 2008. Coastal Ecosystem-Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. *Science* 319:321-323.

Beltrame, M.O., S.G. De Marco y J.E. Marcovecchio. 2008. Cadmium and Zinc in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina): Salinity Effects on Lethal Toxicity in Juveniles of the Burrowing Crab *Chasmagnathus granulatus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55:78-85.

Bemvenuti, C.E. 1998. Invertebrados Bentônicos. Pp. 46-50 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello editores. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.

Berón, M.P., M. Favero y A. Gómez Laich. 2007. Use of natural and anthropogenic resources by the Olrog's Gull *Larus atlanticus*: implications for the conservation of the species in nonbreeding habitats. *Bird Conservation International* 17:351-357.

Bertness, M.D. 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. *Ecology* 72:138-148.

Bertness, M.D. 1992. The ecology of a New England salt marsh. *American Scientist* 80:260-268.

Bertness, M.D. 1999. The ecology of Atlantic shorelines. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, EEUU.

Bertness, M.D. y A.M. Ellison. 1987. Determinants of pattern in a New England salt marsh plant community. *Ecological Monographs* 57:129-147.

Bilenca, D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.

Birdlife. 2004. Threatened birds of the world. Birdlife International, Lynx Editions, Barcelona, España.

Boesch, D.F. y R.E. Turner. 1984. Dependency of fishery species on salt marshes: the role of food and refuge. *Estuaries* 7:460-468.

Borges, M.E. 2005. La ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas* (Thumberg 1793) en la Bahía Anegada (Provincia de Buenos Aires). Pp. 311-357 en: Penchaszadeh, P. (ed.). Invasores: Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina alemana. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.

Bortolus, A. 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography* 33:158-168.

Bortolus, A. y O. Iribarne. 1999. The effect of the southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on a *Spartina* salt-marsh. *Marine Ecology Progress Series* 178:79-88.

Bortolus, A., E. Schwindt y O. Iribarne. 2002. Positive plant-animal interactions of an Argentinean coastal lagoon. *Ecology* 83:33-742

Botto, F. y O. Iribarne. 1999. The effect of the burrowing crab *Chasmagnathus granulata* on the benthic community of a SW Atlantic coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241:263-284.

Botto, F., I. Valiela, O. Iribarne, P. Martinetto y J. Alberti. 2005. Effect of burrowing crabs in isotope signatures of sediment, primary producers, and the food web in SW Atlantic salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 293:155-164.

Botto, F., O. Iribarne, J.L. Gutiérrez, J. Bava, D.A. Gagliardini, et al. 2006. Ecological importance of passive deposition of organic matter into burrows of the SW Atlantic crab *Chasmagnathus granulatus*. *Marine Ecology Progress Series* 312:201-210.

Cabrera, A.L. y A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Serie de biología, Monografía N° 13, Programa regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Departamento de Asuntos Científicos, Organización de Estados Americanos, Washington, D.C., EEUU.

Canepuccia A., M.M. Martínez y A.I. Vasallo. 2007. Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance. *Mammalian Biology* 72:163-173.

Canepuccia A., A. Farías, A.H. Escalante, O. Iribarne, A. Novaro, et al. 2008a. Differential responses of marsh predators to rainfall-induced habitat loss and subsequent variations in prey availability. *Canadian Journal of Zoology* 86:407-418.

Canepuccia A., M.S. Fanjul, E. Fanjul, F. Botto y O. Iribarne. 2008b. The intertidal burrowing crab *Neohelice* (= *Chasmagnathus*) *granulata* positively affects foraging of rodents in South Western Atlantic salt marshes. *Estuaries and Coasts* 31:920-930.

Cardoni, D.A., J.P. Isacch y O. Iribarne. 2007. Indirect effects of the burrowing crab (*Chasmagnathus granulatus*) in the habitat use of saltmarsh birds. *Estuaries and Coasts* 30:382-389.

Cardoni, D.A., J.P. Isacch, M.E. Fanjul, M. Escapa y O. Iribarne. 2010 (en prensa). Relationship between anthropogenic sewage discharge, marsh structure and bird assemblages in a SW Atlantic saltmarsh. *Marine Environmental Research*.

Chapman, V.J. 1974. Salt marshes and salt deserts of the world. Academic Press, New York, EEUU.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Cousseau, M.B., J.M. Díaz de Astarloa y D.E. Figueroa. 2001. La ictiofauna de la laguna Mar Chiquita. Pp. 187-203 en: Iribarne, O. (ed.). Reserva de Biósfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.

Cousseau, M.B. y R.G. Perrotta. 2004. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata, Argentina.

Daleo, P., J. Alberti, A. Canepuccia, M. Escapa, E. Fanjul, et al. 2008. Mycorrhizal fungi determine salt marsh plant zonation depending on nutrient supplies. *Journal of Ecology* 96:431-437.

Di Giacomo, A.G. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Aves Argentinas / Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina. *Temas de Naturaleza y Conservación* 5:1-514.

Doyle, M.O. y M.L. Otte. 1997. Organism-induced accumulation of Fe, Zn and As in wetland soils. *Environmental Pollution* 96:1-11.

Escapa, M., O.O. Iribarne y D. Navarro. 2004. Indirect effect of intertidal burrowing crabs on infaunal zonation patterns, tidal behavior and risk of mortality. *Estuaries* 27:120-131.

Everaarts, J.M., R. Heesters, C.V. Fischer y M.T.J. Hillebrand. 1993. Baseline levels of cyclic pesticides and PCBs in benthic invertebrates from the continental slope of the Banc d'Arguin (Mauritania). *Marine Pollution Bulletin* 26:515-521.

Everaarts, J.M., B. Nasreen, C. Swennen y T.J. Hillebrand. 1991. Cyclic chlorinated hydrocarbons in benthic invertebrates from three coastal areas in Thailand and Malaysia. *Journal of Science Society of Thailand* 17:31-49.

Fanjul, E. 2009. Efecto del cangrejo cavador *Neohelice granulata* en los ciclos biogeoquímicos y dinámica de nutrientes en marismas del Atlántico sudoccidental. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina.

Fanjul, E., M.A. Grela y O.O. Iribarne. 2007. Effects of the dominant SW Atlantic intertidal burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on sediment chemistry and nutrient distribution. *Marine Ecology Progress Series* 341:177-180.

Frey R.W. y P.B. Basan. 1985. Coastal salt marshes. Pp. 225-301 en: Davis, R.A. (ed.). *Coastal Sedimentary Environments*. Springer-Verlag, New York, EEUU.

FVSA e INTA. 2009. Análisis ecológico y productivo de campos ganaderos en el área de Bahía Samborombón, Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, www.vidasilvestre.org.ar/pastizales/camposganaderos/met-local.htm (último acceso: 06-01-2010).

Gleason, M.L., D.A. Elmer, N.C. Pien y J.S. Fisher. 1979. Effects of stem density upon sediment retention by saltmarsh cord grass, *Spartina alterniflora* Loisel. *Estuaries* 2:271-273.

Gómez, I.A. y G.C. Gallopín. 1991. Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales. *Ecología Austral* 1:24-40.

Gómez, S.E. y N.I. Toresani. 1998. Región 3 Pampas. Pp. 97-114 en: Canevari, P., D.E. Blanco, E. Bucher, G. Castro & I. Davidson (eds.). *Los Humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International. Publicación 46, Humedales para las Américas, Buenos Aires, Argentina.

González Trilla, G., S. de Marco, R. Vicari, J. Marcovecchio y P. Kandus. 2008. Biomass and Net Aboveground Primary Productivity of *Spartina densiflora* in a Mar Chiquita Coastal Marsh, Argentina. 8th Intecol- International Wetlands Conference, Cuiabá, Brasil.

González Trilla, G., R. Vicari, J. Marcovecchio y P. Kandus. 2007. Estimación de productividad primaria de *Spartina alterniflora* a partir de métodos no destructivos en marismas de Bahía Blanca, Argentina. *Proceedings XII Congreso Latino-Americano de Ciências do Mar*, Florianópolis, Brasil. Pp. 1-3.

Hempel, M., S.E. Botté, V. Negrin, M.N. Chiarello y J.E. Marcovecchio. 2008. The role of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) and associated sediments in heavy metals biogeochemical cycle within Bahía Blanca estuary salt-marshes. *Journal of Soils and Sediments* 8:289-297.

Hindell, J.S., G.P. Jenkins y M.J. Keough. 2000. Evaluating the impact of predation by fish on the assemblage structure of fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 255:153-174.

Iribarne, O.O., J.P. Isacch, M. Escapa, J. Alberti, F. Botto, et al. 2004. Efectos ecológicos de nutrientes derivados de la actividad del Hombre en la Bahía San Antonio. Instituto de Biología Marina y Pesquera Almirante Storni, Serie Publicaciones 3:71-72.

Isacch, J.P. 2008. Implementing the Biosphere Reserve concept: the case of Parque Atlántico Mar Chiquito Biosphere Reserve from Argentina. *Biodiversity and Conservation* 17:1799-1804.

Isacch, J.P., S. Holz, L. Ricci y M. Martínez. 2004. Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands* 24:235-243.

Isacch, J.P., C.S.B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, et al. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. *Journal of Biogeography* 33:888-900.

Isacch J.P., H. Karzembaun, M. Kitlein, O. Iribarne, M. Escapa, et al. 2007. Generalization across space in the relationship between cord grass (*Spartina alterniflora*) biomass and reflectance data by using Landsat ETM+ images. *Proceedings Congreso Sociedad Española de Teledetección*.

Isla, F.I. y C.A. Lasta (eds.). 2006. *Manual de manejo costero para la Provincia de Buenos Aires*. Editorial Universidad de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina.

Kostka, J.E., B. Gribsholt, E. Petrie, D. Dalton, H. Skelton, et al. 2002. The rates and pathways of carbon oxidation in bioturbated saltmarsh sediments. *Limnology and Oceanography* 47:230-240.

Lasta, C.A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cría de peces. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Pp. 304.

Lasta C., C. Carozza y C. Ruarte. 2000. Diagnóstico y propuesta de manejo para la pesquería costera del sector bonaerense. Pp. 159-164 en: Bezzi S., R. Akselman y E.E. Boschi (eds.). *Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata. Años 1997-1998, con una actualización de 1999*. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, Argentina.

Laws, A. y C. Allen. 1996. Water quality in a subtropical embayment more than a decade after diversion of sewage discharges. *Pacific Science* 50:194-210.

Leonard, L.A. y A.L. Croft. 2006. The effect of standing biomass on flow velocity and turbulence in *Spartina alterniflora* canopies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69:325-336.

Loebmann, D., J.P. Vieira, M.A. Bemvenuti, J.M. Díaz de Astarloa, M.B. Cousseau, et al. 2008. Composição e abundância da ictiofauna de duas lagunas costeiras da América do Sul Austral - Lagoa do Peixe (31°S; 51°W), Brasil e Mar Chiquita (37°S; 57°W), Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 3:28-33.

Longhurst, A. 1998. *Ecological geography of the sea*. Academic Press. New York, EEUU.

Marcovecchio, J.E., S.M. Obenat, A. Pérez y V.J. Moreno. 1986. Total mercury and lead contents in the biota at Mar Chiquita lagoon, Province of Buenos Aires, Argentine Republic. *Journal of Shoreline Management* 2:207-222.

Marcovecchio, J.E., V.J. Moreno y A. Pérez. 1988. Determinations of heavy metal concentrations in biota of Bahía Blanca, Argentina. *The Science of the Total Environment* 75:181-190.

Marcovecchio, J.E., S. Andrade, L.O. Ferrer, S.G. De Marco, M.A. Gavio, et al. 2001. Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of SALT marshes after 15 years. *Wetlands Ecology and Management* 9:317-322.

Mariano-Jelichich, R. y M. Favero. 2006. Assessing the diet of the Black Skimmer through different methodologies: is the analysis of pellets reliable? *Waterbirds* 29:81-87.

Marino, G.D. 2008. Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas. Una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón y la cuenca del Río Salado. *Aves Argentinas/AOP*, Buenos Aires, Argentina.

Martínez, M.M. 2001. Avifauna de Mar Chiquita. 2001. Pp. 227-250 en: Iribarne, O. (ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita*. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.

Martínez, M.M., J.P. Isacch y M. Rojas. 2000. Olrog's Gull *Larus atlanticus*: specialist or generalist? *Bird Conservation International* 10:89-92.

Mauco, L. y M. Favero. 2004. Diet of the Common Tern (*Sterna hirundo*) during the nonbreeding season in Mar Chiquita Lagoon, Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 15:121-131.

Mauco, L. y M. Favero. 2005. The food and feeding biology of Common Terns wintering in Argentina: influence of environmental conditions. *Waterbird* 18:450-457.

Menone, M.L., A. Bortolus, F. Botto, J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, et al. 2000. Organochlorine contaminants in a coastal Lagoon in Argentina: analysis of sediment, crabs and cordgrass from two different habitats. *Estuaries* 23:583-592.

Menone, M.L., K. Miglioranza, F. Botto, O. Iribarne, J.E. Aizpún de Moreno, et al. 2004. The role of burrows and burrowing beds of the SW Atlantic intertidal crab *Chasmagnathus granulata* in trapping organochlorine pesticides. *Marine Pollution Bulletin* 48:240-247.

Menone, M.L., K. Miglioranza, F. Botto, O. Iribarne, J.E. Aizpún de Moreno, et al. 2006. Field accumulative behavior of organochlorine pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 52:1717-1724.

Minello, T.J., K.W. Able, M.P. Weinstein y G.G. Hays. 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246:39-59.

Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York, EEUU.

Möller, I. y T. Spencer. 2002. Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: effects of marsh edge typology and vegetation change. *Journal of Coastal Research* 36:506-521.

Morrison, R.I.G. y R.K. Ross. 1989. *Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America*. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa, Canada.

Myers, J.P., R.I.G. Morrison, P.Z. Antas, B.A. Harrington, T.E. Lovejoy, et al. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75:18-26.

Nixon, S.W. 1980. Between coastal marshes and coastal waters-a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. Pp. 437-525 en: Hamilton, P. y K.B. MacDonald (eds.). *Estuarine and Wetland Processes*. Plenum Press, New York, EEUU.

Obenat, S. 2002. Estudios ecológicos de *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae) en la laguna Mar Chiquita, Buenos Aires, Argentina. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Pp. 159.

Odum, E.P. 1968. A research challenge: evaluating the productivity of coastal and estuarine water. Pp. 63-64 en: *Proceedings of the second sea grant conference*, University of Rhode Island, New York, EEUU.

Otte, M.L., M.S. Haarsma, R.A. Broekman y J. Rozema. 1993. Relation between heavy metal concentrations in salt-marsh plants and soil. *Environmental Pollution* 82:13-22.

Peixoto, A.R. y C.S.B. Costa. 2004. Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botanica* 59:27-34.

Pennings, S.C. y M.D. Bertness. 2001. Salt marsh communities. Pp. 289-316 en: Hay, M.E. (ed.). *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, EEUU.

Pennings, S.C. y R.M. Callaway. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73:681-690.

Peterson, C.H., K.W. Able, C.F. DeJong, M.F. Piehler, C.A. Simenstad, et al. 2008. Practical Proxies for Tidal Marsh Ecosystem Services: Application to Injury and Restoration. *Advances in Marine Biology* 54:221-266.

Rountree, R.A. y K.W. Able. 1992. Fauna of polyhaline subtidal marsh creeks in southern New Jersey: Composition, abundance and biomass. *Estuaries* 15:171-185.

Rozas, L.P. y T.J. Minello. 1998. Nekton use of salt marsh, seagrass, and nonvegetated habitats in a south Texas (USA) estuary. *Bulletin of Marine Science* 63:481-501.

Rozas, L.P. y R.J. Zimmerman. 2000. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). *Marine Ecology Progress Series* 193:217-239.

SADS, FPN y FVSA. 2007. Efectividad de manejo de las áreas protegidas marino-costeras de la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.

Schwindt, E., O. Iribarne y F.I. Isla. 2004. Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentinean estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59:109-120.

Sinque, C. y J.H. Muelbert. 1998. Ictioplankton. Pp. 56-59 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.

Snow, A. y S.W. Vince. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72:669-684.

Soriano, A., R.J.C. León, O.E. Sala, R.S. Lavado, V.A. Deregibus, et al. 1991. Río de La Plata grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland, R.T. (ed.). *Natural grasslands: Introduction and Western Hemisphere*. Ecosystems of the world, 8A. Elsevier, London, Gran Bretaña.

Spivak, E.D. y N. Sánchez. 1992. Prey selection of *L. belcheri atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon, Bs.As. Argentina: a possible explanation for its discontinuous distribution. *Revista Chilena de Historia Natural* 65:209-220.

UNEP. 2006. Marine and coastal ecosystem and human well-being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. United Nations Environment Programme.

Valiela, I. 2006. *Global Coastal Change*. Blackwell Pub, Malden, EEUU.

Valiela, I., D. Rutecki y S. Fox. 2004. Salt marshes: biological controls of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300:131-159.

van Eerd, M. 1985. Salt marsh cliff stability in the Oosterschelde. *Earth Surface Processes and Landforms* 10:95-106.

Vera, F., J.L. Gutierrez y P.D. Ribeiro. En prensa. Aerial production and tiller dynamics of the cordgrass *Spartina densiflora* in a Southwestern Atlantic salt marsh. *Canadian Journal of Botany*.

Vieira, J.P., J.P. Castello y L.E. Pereira. 1998. Ictiofauna. Pp. 60-67 en: Seeliger, U., C. Odebrecht y J.P. Castello (eds.). *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil.

Vila, A.R., M.S. Beade y D. Barrios Lamunière. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology* 276:95-10.

Weinstein, M.P. y M.P. Walters. 1981. Growth, survival and production in young-of-year populations of *Leiostomus xanthurus* Lacépède residing in tidal creeks. *Estuaries* 4:185-197.

Weis, J.S., P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environmental International* 30:685-700.

Weis, P., L. Windham, D.J. Burke y J.S. Weis. 2002. Release into the environment of metals by two vascular salt marsh plants. *Marine Environmental Research* 54:325-329.

Williams, T.P., J.M. Bubb y J.N. Lester. 1994. Metal accumulation within salt marsh environments: a review. *Marine Pollution Bulletin* 28:277-290.

Windham, L., J.S. Weis y P. Weis. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:63-72.

Wolanski, E. 2007. *Estuarine Ecohydrology*. Elsevier, Amsterdam, Holanda.

Yang, S.L. 1998. The role of *Scirpus* marsh in attenuation of hydrodynamics and retention of fine sediment in the Yangtze estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47:227-233.

Yorio, P., M. Bertellotti y P. García Borboroglu. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornero* 20:53-74.

Zedler, J.B., J.C. Callaway, J.S. Desmond, S.G. Vivian, G.D. Williams, et al. 1999. Californian salt-marsh vegetation: an improved model of spatial pattern. *Ecosystems* 2:19-35.

Capítulo 24

EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE ALTERNATIVAS DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL UTILIZANDO MODELOS HIDROLÓGICOS Y DE EROSIÓN PARA UNA CUENCA REPRESENTATIVA DEL SUR DE CÓRDOBA

José M. Cisneros¹, Juan B. Grau², José M. Antón², Jorge D. de Prada¹, Américo J. Degioanni¹, Alberto Cantero¹ y Horacio A. Gil¹

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria. Email Cisneros: jcisneros@ayv.unrc.edu.ar - ²Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. España.

Resumen. La intensificación agrícola en regiones extrapampeanas puede provocar impactos irreversibles sobre los servicios ecosistémicos. Esta contribución tiene por objetivo aplicar herramientas de apoyo a la toma de decisiones para la selección de planes de ordenamiento territorial. La cuenca La Colacha (416 km²), es representativa de la intensificación agrícola en una región subhúmeda seca. Las evaluaciones de los efectos de cada plan sobre variables ambientales, económicas y sociales (criterios) se apoyaron en el uso de modelos hidrológicos y de erosión, información secundaria y encuestas a productores. Se evaluaron 10 alternativas que combinan: a) uso agrosilvopastoril (ASP), uso actual (ACT) e intensificación (INT), b) con y sin conservación de suelos (CS), y c) con y sin ordenamiento hidrológico de cuencas (OH). Los planes o alternativas son evaluados con 13 criterios ambientales, económicos y sociales. Se utilizaron métodos multicriterio discretos. Los resultados muestran variaciones en las alternativas de ordenamiento elegidas. Al predominar los criterios económicos resultan seleccionados ACT, con o sin CS, como muestra la tendencia actual. Cuando pesan criterios ambientales, se seleccionan las opciones ASP, en especial integradas a OH. En igual sentido, al utilizar pesos equilibrados. Las opciones ASP aparecen elegidas al predominar criterios sociales. Se concluye que los métodos tienen tanto una utilidad descriptiva como normativa.

INTRODUCCIÓN

La generación y adopción de políticas agropecuarias y forestales sustentables es una necesidad sentida en el mundo, y en particular en Argentina, cuyo sector actualmente presenta un dinamismo marcado, con visiones encontradas acerca de las ventajas y limitaciones del presente modelo agropecuario (Manuel-Navarrete et al. 2005). El modelo de agriculturización actual en gran parte de la Región Pampeana y Extrapampeana lleva implícitos los impactos sobre el ambiente, y genera preocupación en los ámbitos políticos y académicos.

Hoy, los países desarrollados conciben la agricultura en su dimensión multifuncional (Geneletti 2007), lo cual implica una visión no basada no sólo sobre la producción de bienes de mercado, sino también en bienes públicos vinculados a la calidad del ambiente. El análisis de la agricultura en su dimensión estructural para diferentes escalas (lote, ecosistema, cuenca) permite valorar la producción de bienes y, en su dimensión funcional, la de servicios ecosistémicos tales como el abastecimiento de agua, la asimilación de residuos, la productividad del suelo, el mantenimiento de la biodiversidad, etc. (Lomas et al. 2005).

En este sentido, las políticas de incentivos o regulaciones deben entender esa multifuncionalidad de la agricultura como proveedora de bienes y servicios, a fin de promover el equilibrio entre los factores económicos, sociales y ambientales implícitos en el concepto de “desarrollo sustentable”. Bolte et al. (2006) utilizan el concepto de biocomplejidad de los agroecosistemas para analizar las consecuencias futuras de los cambios de uso y cómo impactan las políticas territoriales, sobre la base del análisis del comportamiento de los involucrados.

En el sur de Córdoba, área marginal de la Pampa Húmeda argentina, se puede observar una compleja dinámica de uso de las tierras, procesos de deterioro ambiental local y regional encadenados (e.g., Cantero et al. 1998). En esta región se han realizados estudios sobre la necesidad de ordenamiento hidrológico, red de caminos, nivel de daños causado por la erosión hídrica (e.g., Cisneros et al. 2005), como así también se han estudiado diferentes alternativas de uso y manejo de suelo en el nivel de productor agropecuario (e.g., de Prada et al. 2008). Sin embargo, estos estudios han sido desarrollados en forma aislada y enfocados en un parte del sistema sin considerar la integralidad de los mismos a la hora de definir políticas de actuación. Por otro lado, es reconocida la necesidad de utilización de métodos de evaluación de alternativas de ordenamiento del territorio que consideren de manera simultánea las alternativas de uso y manejo de la tierras en el campo del productor agropecuario y, a su vez, el ordenamiento y estabilización de la red de desagüe y la red de caminos en el ámbito público, incluyendo indicadores de las tres dimensiones del desarrollo sustentable de la agricultura.

Otro de los decisores importantes, la autoridad del agua de la Provincia de Córdoba, ha definido a esta cuenca como prioritaria en su esquema de obras, por lo que se espera que este trabajo contribuya a mejorar tanto el proceso de generación como la selección y el análisis de alternativas.

EL ANÁLISIS MULTICRITERIO Y EL ORDENAMIENTO TERRITORIAL

El análisis multicriterio es una metodología procedente del campo de la toma de decisiones aplicada al análisis de políticas. Este tipo de análisis parte de la idea de que en un determinado problema real, en el que la complejidad es muy alta, no hay una solución que optimice al mismo tiempo todos los criterios, por lo que es necesario llegar a una solución de compromiso entre los distintos valores e intereses. Es decir, una solución multicriterio (Lomas et al. 2005). Un objetivo básico de las metodologías multicriterio es apoyar la resolución de conflictos de intereses entre la explotación de bienes y la pérdida o deterioro de servicios ambientales. Ejemplos de conflictos de este tipo se dan entre agricultura intensiva-polución difusa, agricultura-erosión-calidad de agua, agricultura-pérdida de biodiversidad, agricultura-erosión-deterioro de humedales, entre otros.

Los métodos multicriterio son herramientas para el análisis de alternativas o variables de decisión, que son evaluadas a través del cumplimiento de objetivos, valorados por criterios cuantitativos. Las variables de decisión pueden ser continuas (e.g., la superficie óptima de un determinado cultivo que maximice el ingreso y minimice la erosión), o discretas (la mejor de entre varias alternativas de ordenamiento, como en este trabajo), dando lugar a métodos multicriterio continuos o discretos (Romero 1993).

Un concepto importante en los análisis multicriterio es la escala, en especial cuando se aplican al ámbito de cuencas hidrográficas (Macleod et al. 2007). Dentro de la cuenca coexisten procesos escala-dependientes (contaminación, producción y deposición de sedimentos, hidrología, tipos de erosión) que deben ser caracterizados en el análisis de manera apropiada, a fines de comparar niveles de percepción adecuados. En este trabajo se realiza la integración de las escalas de parcela o lote (conservación de suelos), empresa o predio (sistema de producción) y cuenca (ordenamiento hidrológico).

Las metodologías de análisis multicriterio (AMC) han sido empleadas para resolver gran variedad de problemas ambientales (Munda et al. 1998, Zerkland y Boughanmi 2007), como, por ejemplo, gestión del riego (Gómez Limón et al. 2003), gestión empresarial de montes forestales (Henig y Weintraub 2006), niveles en ríos para distintos usos (Martunnen y Suomalainen 2005), selección de usos del suelo (Degioanni et al. 2000, Koo y O’Connell 2006, Geneletti et al. 2007), reducción de la contaminación difusa en ríos (Munafo et al. 2005, Srdjevic 2007), y en evaluación de manejo de humedales (Janssen et al. 2005).

La Unión Europea (UE) desarrolló el sistema soporte de decisiones denominado MULINO (Giupponi et al. 2004) para la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA). El programa fue aplicado para el análisis de alternativas de control de contaminación difusa en el nivel local y de la UE (Giupponi y Rosato 2002, Mysiak et al. 2005).

En este estudio se pretende aplicar los métodos multicriterio al análisis de alternativas de ordenamiento territorial para una cuenca representativa de los ambientes ondulados subhúmedos del centro argentino.

CASO DE ESTUDIO: LA CUENCA LA COLACHA

Características generales

La cuenca La Colacha está formada por la confluencia de los arroyos La Colacha y El Cipión, ambos tributarios del Arroyo Santa Catalina. Abarca una superficie de 416 km², y se extiende desde los 560 a los 1000 m.s.n.m. (Figura 1). El relieve general de la cuenca es de suave a fuertemente ondulado en sentido este a oeste, con un sector escarpado de sierras que ocupa aproximadamente 17% de la cuenca (6700 ha).

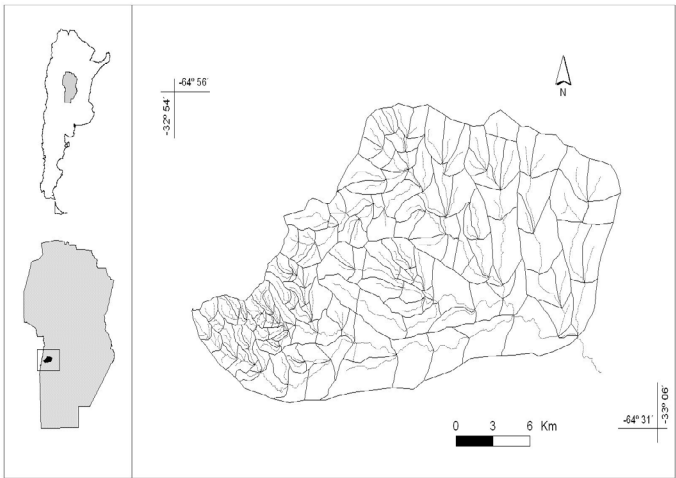


Figura 1. Cuenca La Colacha. Ubicación relativa, límite de subcuencas y red de drenaje. Fuente: elaboración propia.

El clima de la región es templado subhúmedo con estación seca. El régimen de precipitación es monzónico, con lluvias concentradas en el semestre cálido. La precipitación media de la Estación del Campo Experimental de la UNRC, situado en el centro de la cuenca, es de 870 mm/año, para la serie 1994-2004 (Servicio de Agrometeorología UNRC 2004), concentrada en 80% entre octubre y abril. Las precipitaciones máximas registradas alcanzan 140 mm en 24 horas, y tanto la lluvia anual como las máximas precipitaciones diarias se han incrementado en los últimos años en la región, al igual que en el resto de la Región Pampeana.

Los suelos se desarrollaron sobre loess de textura franco arenosa a franca, dando origen a hapludoles típicos y énticos en sectores dominantes, y argiudoles típicos y cumúlicos en los bajos. En los bordes de arroyos y en sectores de antiguos derrames se encuentran entisoles (fluventes y psamentes).

La vegetación natural de la cuenca, casi inexistente en todo el sector agrícola, sólo está presente en relictos en las sierras, y pertenece a las formaciones de bosque serrano y romerillal, ambos muy degradados (Cantero y Bianco 1986).

En la actualidad, el uso de la tierra es agrícola-ganadero en las planicies, y ganadero extensivo en las sierras. Los procesos de degradación predominantes son la erosión hídrica laminar, en surcos y en grandes cárcavas, la erosión de cursos permanentes, la descarga de sedimentos hacia las cuencas bajas, y la destrucción sistemática de la infraestructura de caminos, en especial de tierra. La tendencia del uso del suelo en los últimos años ha sido hacia la agriculturización, al igual que en el resto de la región (Cisneros et al. 2004).

La cuenca es atravesada por una ruta provincial de alto impacto turístico, que comunica a la ciudad de Río Cuarto, y al resto del país, con la región turística del sur de Córdoba (localidades serranas de Achiras, Las Albahacas, El Chacay, Las Tapias, San Bartolomé y Alpa Corral). Por esta razón, la preservación y la mejora de los servicios ecológicos basados sobre la calidad del paisaje y la recreación vinculada al agua tienen un alto impacto regional.

Por otra parte, a la salida de la cuenca la Provincia de Córdoba tiene en proyecto la construcción de un embalse multipropósito (Embalse Cipión II, recreación, regulación y riego), y ya se encuentra en funcionamiento un embalse en la zona de derrame de la cuenca (Embalse Tigre Muerto), el cual está sometido a severos procesos de sedimentación como consecuencia de las pérdidas de sedimentos de los sectores altos, como es el que representa la cuenca bajo estudio (Cantero et al. 1998).

La problemática del área de la cuenca ha sido estudiada desde escalas y perspectivas diversas. Las más actuales se vinculan a estimaciones preliminares de tasas de sedimentación de la futura presa CIPION (Cisneros et al. 2005), a escala de la cuenca del Arroyo Santa Catalina, del que La Colacha es uno de sus principales tributarios. Sobre aplicación de métodos multicriterio continuos, de Prada et al. (2008) analizaron los niveles de compensación entre maximización de margen bruto y otras variables económicas y minimización de la erosión en el nivel predial. Los autores concluyen que la aplicación de técnicas de conservación de suelos produce una reducción significativa de la erosión, sin pérdidas importantes de margen bruto para la actividad agrícola-ganadera. Degioanni et al. (2000) utilizaron métodos multicriterio discretos (MMD) para seleccionar estrategias de uso sostenible de los suelos en relación a la aptitud y a los usos predominantes a finales de la década del '90.

Objetivos del trabajo

El objetivo de este trabajo es aplicar métodos multicriterio discretos a la selección de planes de ordenamiento territorial de la cuenca La Colacha, que incluyan de manera explícita servicios ecosistémicos, con la finalidad de aportar al diseño y evaluación de políticas que armonicen el beneficio económico y social y la calidad del ambiente de la cuenca. Además, se pretende poner en evidencia los conflictos de intereses que surgen de forma necesaria al considerar criterios de diferente tipo en la evaluación de los planes, y aportar claridad a las relaciones de compromiso a tener en cuenta en los procesos futuros de negociación/consenso de políticas.

METODOLOGÍA

Selección de alternativas

La aplicación de metodologías multicriterio implica la definición de objetivos, alternativas, criterios y pesos (Romero 1993), y cada criterio es puesto en operación a través de atributos medibles. Para esta primera aproximación, y por ser un trabajo académico, "los autores asumen el rol de decisores" (Koo y O'Connell 2006), es decir que desarrollan las propuestas, definen los criterios y los pesos. No obstante, la posición de los productores es tenida en cuenta a través de información de encuestas recientes (Gil et al. 2008).

Cada plan o alternativa es definido en base a escenarios posibles y se asume como una integralidad, en el sentido de abarcar medidas o actuaciones a diferentes escalas de tiempo (de corto y largo plazo), espacio, (desde escala de lote o parcela, de microcuenca, y de cuenca), en sus dimensiones pública y privada, en lo que se ha dado en llamar manejo (o gestión) integrada de cuencas, del agua, o de las tierras (Munda et al. 1998). Las alternativas seleccionadas surgen de la combinación de las siguientes estrategias.

Tipos de uso del suelo

Uso agro-silvo-pastoril (ASP). Basado sobre una combinación de bosques implantados, cultivos y pasturas, de acuerdo a la calidad de los suelos. También implica el manejo racional del bosque y los pastizales del sector serrano de la cuenca, aunque sólo involucran una reducida proporción de su superficie total.

Uso actual (ACT). Basado sobre el uso que se lleva a cabo en la actualidad, según resultados de un censo reciente (Cisneros et al. 2008a). Sería la alternativa de uso del “status quo” (según Janssen 2001, es necesario analizar ambas).

Uso más intensivo (INT). Escenario en el que se consolida la agricultura en la cuenca, y surge del análisis de tendencias observado en los últimos años (Cisneros et al. 2005). Se supone que es la alternativa más probable de continuar el uso del suelo sujeto a las alternativas del mercado, como principal fuerza directriz. En la Tabla 1 se indica la distribución porcentual de cada tipo de uso de los suelos de la cuenca, sin incluir las superficies afectadas por franjas buffer, embalses y sistematización sobre la base de cultivos en fajas. Se supone que ningún uso altera la superficie de tierras de sierra.

Tabla 1. Distribución de los usos del suelo para tres escenarios de análisis en la cuenca La Colacha (Córdoba). Fuente: elaboración propia.

Uso-rubros de producción	Tipo de uso, % de la superficie total (% sobre superficie agrícola)		
	ASP	ACT	INT
Agrícola	42 (51)	56 (67)	83 (100)
Maíz	21	22	19
Soja	21	30	58
Maní	-	-	7
Girasol	-	2	-
Trigo	-	2	-
Pasturas anuales	-	21	-
Pasturas perennes	25	13	-
Forestales	17	-	-
Sierras	17	17	17

Ordenamiento del relieve o conservación del suelo (CS)

Adopción de técnicas de estabilización del suelo mediante terrazas o franjas de cultivo (pasto-

cultivo), apoyadas en adopción y financiamiento privado, a escala de lote. Su objetivo es reducir la pérdida de suelos, la producción de sedimentos y la contaminación difusa de las aguas (Dorner et al. 2007).

Ordenamiento hidrológico de cuencas (OH)

Conjunto de acciones que permitan reducir caudales pico y sedimentación de cursos principales y estabilizar la red de drenaje. Basadas sobre la inversión pública, incluye diferentes tipos de obras: microembalses de regulación o humedales construidos (Schwab et al. 1993, Lasage 2007), fajas riparias buffer, bordes vegetados-forestados de los cursos (Muñoz-Carpena y Parsons 2005, Dabney et al. 2009, Giupponi y Rosato 2002), canales empastados sobre cauces temporarios, defensas de cabecera de cárcavas y protección de márgenes de arroyos mediante bioingeniería (Morgan y Rickson 1995).

Los microembalses provocan una reducción de caudales pico, con poca alteración del escurrimiento neto de la cuenca, ya que tienen limitada capacidad de retención y descarga por la base. Su misión en la cuenca es recuperar la capacidad de retención de antiguos humedales que fueron drenados por erosión en cárcavas retrocedentes. Por otra parte, cumplen una importante función de filtro de sedimentos y contaminantes (Verstraeten y Poesen 2002), junto con las fajas buffer.

La reforestación se considera como parte de la alternativa agrosilvopastoril, y no es una opción alternativa a las obras hidráulicas, sino una estrategia complementaria que posibilite aprovechar de forma parcial los efectos benéficos de las masas forestales en la porción agrícola de la cuenca. Por otra parte, la restauración del bosque serrano es una alternativa de alcance limitado, ya que la mayor parte de la sierra pertenece al dominio del arbustal y del pastizal serrano, y la superficie de sierra en la cuenca es escasa (Tabla 1). La combinación de estos 3 tipos de acciones daría las 10 posibles alternativas que figuran en la Tabla 2, y cuyas siglas serán utilizadas de aquí en adelante.

Tabla 2. Alternativas de ordenamiento territorial analizadas para la cuenca La Colacha. Fuente: elaboración propia.

Sigla alternativa	Descripción
ASP	Uso agro-silvo-pastoril sin ordenamiento hidrológico Promoción hacia una reconversión productiva diversificada en el largo plazo
ASP+OH	La reconversión productiva va acompañada de políticas públicas de ordenamiento hidrológico de las cuencas
ACTUAL	Se mantiene el uso actual ("status quo"), sin aplicación de técnicas de conservación de suelos
ACTUAL+CS	El uso actual va acompañado de políticas de adopción masiva de técnicas de conservación de suelos
ACTUAL+OH	El uso actual va acompañado de políticas de ordenamiento hidrológico de cuencas
ACTUAL+CS+OH	El uso actual va acompañado tanto de políticas de conservación de suelos como de ordenamiento de cuencas
INTENSIVO	Se consolida la tendencia hacia la agriculturización en el uso del suelo
INTENSIVO+CS	La intensificación va acompañada con políticas públicas de promoción de conservación de suelos en toda la cuenca
INTENSIVO+OH	La intensificación va acompañada con políticas públicas de ordenamiento de cuencas
INTENSIVO+CS+OH	La intensificación va acompañada tanto de políticas públicas de conservación de suelos como de ordenamiento de cuencas

Criterios e indicadores

Cada una de las 10 alternativas anteriores representan cambios estructurales y funcionales en la cuenca que es necesario valorar o cuantificar, para ello se seleccionaron 13 criterios que incluyen las dimensiones ambiental, económica y social del problema de manejo de los recursos y servicios de la cuenca. Se describen a continuación.

Criterios ambientales

Caudal pico de la cuenca (QPI). Es el caudal máximo erogado por la cuenca para una precipitación máxima de 80 mm en 6 h, la cual tiene una recurrencia aproximada de 25 años, con un máximo en el segundo sextil. La valoración del criterio es "a más, peor", en razón de considerar que un mayor caudal pico implica una mayor desestabilización hidrológica (diferencia entre caudal pico y base), una menor retención y retardo de los escurrimientos, menores tiempos de concentración, menores caudales base y mayor potencial erosivo. No se consideró como criterio el flujo base o flujo de invierno (en este caso, con valoración "a más, mejor") debido a la dificultad de su modelado, en especial bajo condiciones de microembalses, deforestación o reforestación (Smakhtin 2001, Jobágy et al. 2008), y para evitar sesgos en la valoración o "doble contabilidad" al aplicar criterios altamente correlacionados.

Tasa de erosión (ERO, suelo removido). Es la pérdida anual promedio de suelo sobre la base del uso propuesto para cada alternativa. Provee información sobre la sustentabilidad agroecológica

de largo plazo del plan propuesto (Antoine et al. 1997, Agrell et al. 2004, Lakshminarayan et al. 1995). Valorado como "a más, peor". No se consideraron efectos de los cambios de uso sobre la salinización de los suelos de la cuenca, en razón de que no existen, para esta escala de trabajo, vinculaciones entre forestación/deforestacion y ascenso/descenso de napas (las cuales se encuentran a profundidad) y salinización de suelos, procesos que si se manifiestan a una escala regional más amplia, involucrando no sólo cuencas altas, sino también áreas de derrame deprimidas (Cantero et al. 1998, Jobágy et al. 2008).

Tasa de aporte de sedimentos y contaminantes (SED). A diferencia de la anterior, está variable cuantifica el suelo perdido que llega a un curso de agua permanente. Si bien está relacionada con la anterior, son indicadores diferentes (Agrell et al. 2004). Estas dos variables no implicarían "doble contabilidad" o redundancia (Geneletti 2007) dado que son controladas por diferentes técnicas, tomadas en cuenta por las diferentes alternativas analizadas. Valoración: "a más, peor".

Índice de calidad ambiental (CAM). Se tomaron en cuenta una serie de factores, ponderados en una escala 0-1, y sumados; criterio: "más es mejor" (Gómez Orea 1999). Dentro de los factores considerados se encuentran: % de sitios para pastizal, % de sitios para agricultura, diversidad de tipos de vegetación, características de las vías fluviales, biodiversidad, atributos escénicos del paisaje y márgenes y corredores arbolados.

Criterios económicos

Inversión (INV). Se estima sobre la base de la cuantificación del número y el dimensionamiento preliminar de las posibles actuaciones. Los valores de inversión se transforman en una anualidad (costo anual equivalente), considerando el tiempo de duración estimado de las obras, y un costo de oportunidad de la inversión del 12%. Valorado "a más, peor". No se tuvieron en cuenta inversiones vinculadas a calidad de aguas (e.g., tratamientos de potabilización asociados a la carga de sedimentos) debido a que la escala de trabajo no permite abarcar una dimensión de cuenca y poblaciones a servir, que haga posible estimaciones en ese sentido.

Costo de mantenimiento (MAN). Sobre una base anual, incluye los costos de reparación y mantenimiento del plan de obras, y la reparación de caminos rurales dañados por erosión. En caminos se estimó el daño por erosión en función del caudal pico de la cuenca (de Prada 1994). Se valora "a más, peor".

Pérdida de superficie agrícola (SAG). Se estima sobre la base del dimensionamiento de obras necesarias para control de erosión y sedimentos. Está apoyado en HEC-HMS y VFSSMOD. Incluye tierras forestales, cultivos en fajas, canales empastados y fajas buffer. Se considera como "a más, peor".

Beneficio de corto plazo (BEN). Valora la rentabilidad de las alternativas de uso del suelo. Si bien el productor considera que la tendencia al monocultivo empeora las condiciones de su campo, un porcentaje elevado la justifica debido al aumento de la rentabilidad (Gil et al. 2008). Se estima en función del margen bruto de una explotación tipo de la zona, con la distribución de usos de cada alternativa y rendimientos promedio (de Prada et al. 2008). Es valorado "a más, mejor".

Criterios sociales

Facilidad de implementación (FIM). Implica el tiempo en el que se deben llevar a cabo las acciones; criterio “a más, peor” (Degioanni et al. 2000, Grau et al. 2008, Gonçalves et al. 2007).

Estabilidad productiva de largo plazo (EPR). Se estima sobre la base del concepto de vida media de productividad del suelo (“half-life” según Sparovek y Schnug 2001) o años de productividad (Dorner et al. 2007). El valor de pérdida tolerable de suelo es de 0.2 mm/año (~2.6 t/ha). Si bien puede ser tomado como un criterio ambiental, se ubicó dentro de los sociales por su significado vinculado a la “vida útil” de la empresa, en términos de producción.

Aceptabilidad social (ACE). Evaluado en forma cualitativa (Grau et al. 2008), sobre la base de cómo perciben los productores la problemática de degradación de sus recursos naturales, y de su actitud frente a las técnicas para resolverlos (Gil et al. 2008). Se evalúa como “a más, mejor”.

Impacto en el empleo (EMP). Evaluado en función del número de empleos generados por las diferentes actividades productivas y por la implementación de las diferentes estrategias. Los estimadores de empleo fueron tomados de Llach et al. (2004); valoración: “a más, mejor”.

Legislación vigente (LEG) (Grau et al. 2008). Evaluada en forma cualitativa, representa la adecuación del marco institucional y legal en relación a las propuestas del plan. Se utiliza una escala de 0-10; valoración: “a más, mejor”.

Recopilación de información básica y uso de modelos

La cuenca fue dividida en 161 subcuencas discretas, con un tamaño medio de 250 ha, a los fines de tener la posibilidad de realizar estimaciones lo mas detalladas posibles del esquema de ordenamiento hidrológico propuesto. La delimitación de subcuencas, red de drenaje, áreas agrícolas y de sierra fue digitalizada sobre las imágenes satelitales LANDSAT TM 5 y Google, con ArcView 3.2. (ESRI 1999). Los caudales máximos, láminas y volúmenes de escurrimiento se estimaron mediante el programa HEC-HMS (USACE 2008), utilizando las opciones SCS-CN, hidrograma unitario SCS y lag para traslados. El programa también se utilizó para correr los caudales de entrada y salida de reguladores de escurrimiento (microembalses) mediante la opción altura-almacenaje-descarga.

La pérdida de suelo fue estimada a partir del modelo RUSLE-2 (USDA-ARS 2008), el cual ya fue usado en la región para estimar los impactos del cambio de uso (Cisneros et al. 2004). Investigaciones recientes destacan la capacidad predictiva de este modelo para estimaciones en la escala de lote (Dabney et al. 2009). Se utilizó un valor $R=4040$, $K=0.041$, valores de C de acuerdo a los tipos de uso del suelo, $L=300$ m. Para el factor S se ajustó un metamodelo lineal de pérdida de suelo, para aplicar a la pendiente de cada subcuenca. El factor P fue modificado en los esquemas de manejo que incluyen terrazas con desagüe y fajas de cultivos.

La producción de sedimentos para cada subcuenca fue estimada a partir de la ecuación USLE modificada (MUSLE) (Muñoz-Carpena y Parsons 2005). Todos los dimensionamientos de obras se hicieron a un nivel de prefactibilidad, en función de los objetivos y escalas del trabajo. El ancho de fajas protectoras de cauces (fajas buffer), fue estimado mediante el modelo VFSSMOD-W (Muñoz-

Carpena y Parsons 2005), tomando como criterio de dimensionamiento una reducción de la tasa de sedimentos de 75% (relación de transporte de sedimentos, $SDR=25\%$). Para dimensionar canales empastados de desagüe se tomaron los diferentes caudales máximos, con y sin prácticas de ordenamiento y manejo, y se aplicaron los modelos simplificados de Schwab et al. (1993).

Los reguladores de escurrimiento fueron dimensionados en función de datos generales de pendiente, y ubicados en cuencas cabecera. Se hicieron simulaciones con 47, 32 y 21 embalses, variando su relación altura-descarga, en función de los CN de las cuencas de aporte, es decir del uso y manejo de los suelos correspondiente a cada alternativa.

Los costos de las obras se estimaron a partir de trabajos de consultoría previos realizados para la Dirección de Vialidad de Córdoba, para cuencas de similares características (Cisneros et al. 2008b).

Métodos multicriterio

Debido al limitado número de alternativas, y a su carácter discreto, se emplearon métodos multicriterio denominados de sobreclasificación (“outranking”) o superación, a los fines de ordenar las alternativas según su desempeño. La alternativa A sobreclasifica a la alternativa B (o bien, la alternativa A es preferible a la alternativa B) cuando A es igual o superior a B en una mayoría de criterios y cuando en los restantes criterios la diferencia de puntuación no es demasiado importante.

De acuerdo a la índole del problema, al número de alternativas y criterios elegidos, se emplearán los métodos que se detallan a continuación.

Método de las jerarquías analíticas

En el método de las jerarquías analíticas (AHP) (Saaty 1980), programado en Expert Choice®, las alternativas y los criterios son analizados por pares en función de una escala de preferencia (entre +9 cuando una opción es extremadamente preferida, 1 cuando es indiferente y -9 cuando es extremadamente no preferida), procediéndose luego a la integración final, que da un resultado numérico del desempeño de todas y cada una de las alternativas.

ELECTRE. El método ELECTRE (Roy 1985) permite seleccionar alternativas según relaciones de concordancia (A es mejor que B para un dado criterio) y discordancia (A no es peor que B para otro dado número de criterios), en donde cada criterio lleva asociado un cierto peso. Ambas relaciones son luego integradas para definir las alternativas que dominan (o sobreclasifican) y que no son dominadas, que pasan a formar parte del núcleo de alternativas preferidas.

PROMETHEE I. De este método existen dos versiones: una original (Brans et al. 1986) y una modificada por Antón et al. (2006), que incorpora pesos al estilo de ELECTRE. Estos dos últimos fueron programados con Mathcad®, según procedimiento de Grau et al. (2008). Este método también diferencia las alternativas en dominantes, dominadas o incomparables. Ordena las alternativas en base a diferentes procedimientos de asignación de valor a las diferencias entre criterios. Los criterios para los cuales A es mejor que B producen un cierto valor (positivo), y

viceversa (negativo), siendo la opción preferida aquella que muestra la mayor diferencia entre valores positivos y negativos. Detalles sobre los diferentes procedimientos utilizados en Promethee pueden verse en Barba Romero y Pomerol (1997).

Además de alternativas y criterios, los métodos multicriterio requieren la definición de pesos, que representan las preferencias de los centros decisores en relación a los criterios. Los diferentes pesos asignados a los criterios hacen explícitos los conflictos de intereses que subyacen en todo proceso de manejo ambiental. Así, por ejemplo, es probable que los grupos de interés vinculados a la producción le asignen más peso a los criterios económicos, mientras que los grupos preocupados por la conservación de la naturaleza o por el turismo lo le den más peso a los criterios ambientales (Bolte et al. 2006, Gil et al. 2008, Janssen et al. 2005).

Se asignaron 4 distribuciones de pesos (Tabla 3), con fines puramente analíticos y sin considerar la opinión de decisores, haciendo predominar los criterios ambientales (pesos 1 de Tabla 3), económicos (pesos 2), utilizando una distribución equilibrada (pesos 3), o una con predominio de criterios sociales (pesos 4) que fueron estimados utilizando Expert Choice a fin de que no se generaran inconsistencias (la suma de todos los pesos asignados debe ser igual a 1).

RESULTADOS

Matriz decisional principal

La matriz decisional representa el núcleo básico en toda metodología multicriterio. En esta matriz se encuentran representadas las alternativas y su comportamiento para cada criterio evaluado. La matriz decisional consta de dos componentes principales: a) la matriz principal, en donde se hallan detallados los coeficientes técnicos que surgen de la aplicación de los modelos de simulación (valores relativamente objetivos), o de apreciación (valores subjetivos), y que no depende de los decisores, y b) la matriz de pesos, en donde se encuentran detalladas las diferentes valoraciones o preferencias, y que sí dependen de los juicios e intereses en juego entre los decisores.

Para este caso de estudio, ambas matrices se encuentran detalladas en la Tabla 2, donde figuran los valores obtenidos para las alternativas y criterios considerados, como así también las cuatro distribuciones de pesos asignadas, que intentan simular, como ya se señalara, cuatro grupos de decisión en conflicto, a los fines de analizar la sensibilidad de cada uno de los métodos multicriterio utilizados.

Tabla 3. Matriz decisional principal elaborada para la cuenca La Colacha (Córdoba) para aplicación de métodos multicriterio discretos. Fuente: elaboración propia.

Alternativa	Criterios ambientales				Criterios económicos				Criterios sociales				
	QPI	ERO	SED	CAM	INV	MAN	SAG	BEN	FIM	EPR	ACE	EMP	LEG
ASP	192	0.94	1.5	6.6	2.38	330.3	24.3	575	8	200	4	956	6
ASP + OH	138	0.94	0.4	6.7	3.38	462.8	24.9	570	10	200	3	970	5
ACTUAL	431	5.39	22.7	4.6	0.24	138.5	18.7	744	1	70	10	475	8
ACTUAL+CS	257	2.40	5.0	5	0.72	163.8	20.1	720	5	150	8	502	9
ACTUAL+OH	272	5.39	5.7	4.8	1.21	229.5	19.5	736	7	70	8	485	7
ACTUAL+CS+OH	170	2.40	1.3	5	1.69	279.6	20.7	712	10	150	7	520	8
INTENSIVO	561	6.49	41.6	3.6	0.30	196.7	6.9	883	3	50	7	270	9
INTENSIVO+CS	431	2.83	10.7	4.15	1.08	294.9	10.4	845	8	100	8	327	7
INTENSIVO+OH	351	6.49	10.4	3.8	1.26	271.5	7.8	873	10	50	8	291	7
INTENSIVO+CS+OH	272	2.83	2.7	4.1	2.03	382.3	11.1	837	10	100	7	336	8
PESOS 1: Ambiental	0.425				0.267				0.329				
	0.066	0.126	0.122	0.111	0.098	0.024	0.035	0.073	0.037	0.096	0.054	0.133	0.046
PESOS 2: Económico	0.176				0.582				0.241				
	0.049	0.066	0.022	0.039	0.146	0.061	0.081	0.16	0.134	0.069	0.135	0.018	0.019
PESOS 3: Equilibrio	0.358				0.324				0.318				
	0.083	0.109	0.063	0.103	0.117	0.033	0.043	0.093	0.038	0.114	0.069	0.076	0.059
PESOS 4: Social	0.251				0.3				0.449				
	0.06	0.069	0.048	0.074	0.089	0.024	0.039	0.062	0.086	0.114	0.099	0.18	0.056

Abreviaturas: ASP = uso agro-silvo-pastoril, OH = ordenamiento hidrológico de la cuenca, ACTUAL = uso actual, CS = conservación de suelos, INTENSIVO = uso intensivo. QPI = caudal pico ($m^3.s^{-1}$), ERO = erosión de suelo ($Mg.ha^{-1}.año^{-1}$), SED = producción de sedimentos (miles de Mg), CAM = calidad ambiental (ad.), INV = inversión anualizada (millones de \$), MAN = mantenimiento y operación (miles de $$.año^{-1}$), SAG = pérdida de superficie agrícola (ha), BEN = beneficios de corto plazo ($$.ha^{-1}.año^{-1}$), FIM = facilidad de implementación (años), EPR = estabilidad productiva (años), ACE = aceptabilidad social (ad.), EMP = empleo (número de puestos de trabajo), LEG = legislación vigente (ad.).

Los resultados preliminares indicarían que tanto para las distribuciones de pesos “ambiental”, “equilibrada” y “social”, las alternativas elegidas son los sistemas agrosilvopastoriles (ASP), seguidas por la alternativa de continuar con el uso actual, pero con conservación de suelos CS (Tabla 4). En la distribución con peso relativo en criterios “económicos”, las alternativas seleccionadas son la de intensificar el uso del suelo (INT) o mantener el actual (ACT), seguida por la de uso ACT+CS.

En términos descriptivos (o de explicación de la realidad), los resultados muestran la tendencia actual del uso del suelo, con predominio de los criterios económicos de corto plazo, y marcarían la tendencia hacia usos más intensivos. Desde una perspectiva normativa de análisis (o de diseño de sistemas mejorados), los resultados indicarían que las opciones más favorables ambiental y socialmente son las vinculadas a usos diversificados y esquemas de ordenamiento integrados (ASP y OH). Por otra parte, la opción ACT+CS aparece siempre en los primeros 4 lugares, lo cual la convierte en la opción más favorable en etapas intermedias hacia manejos más integrados, e indica la necesidad y viabilidad de políticas activas que promuevan la sistematización predial.

La valoración económica tiende a incluir las alternativas que incluyen técnicas de conservación de suelos (CS) entre las elegidas, priorizándolas sobre aquellas alternativas que incluyen el ordenamiento hidrológico o ambas estrategias. No obstante, se requerirían análisis más precisos a los fines de discriminar sólo entre alternativas CS vs. OH, u opciones combinadas, probablemente con métodos multicriterio de tipo continuos, como el de programación por metas (Mendoza y Martins 2006). Estas últimas opciones (CS y OH) aparecen con más frecuencia en las otras distribuciones de pesos de los criterios.

Tabla 4. Orden de preferencia de las alternativas para la cuenca La Colacha, estimadas mediante AHP para diferentes pesos. Fuente: elaboración propia.

Sistemas de pesos (ver Tabla 2)							
1: Ambiental		2: Económico		3: Equilibrado		4: Social	
Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor
ASP+OH	0.151	ACT	0.151	ASP+OH	0.137	ASP	0.139
ASP	0.151	INT	0.145	ASP	0.133	ASP+OH	0.139
ACT+CS	0.114	ACT+CS	0.108	ACT+CS	0.118	ACT	0.123
ACT+CS+OH	0.104	INT+CS	0.100	ACT	0.111	ACT+CS	0.118
ACT	0.101	INT+OH	0.097	INT	0.103	ACT+OH	0.076
INT	0.088	ASP	0.084	ACT+CS+OH	0.099	ACT+CS+OH	0.096
INT+CS+OH	0.077	ASP+OH	0.081	INT+CS	0.080	INT	0.099
INT+CS	0.074	ACT+OH	0.081	INT+CS+OH	0.076	INT+CS	0.076
ACT+OH	0.073	ACT+CS+OH	0.077	ACT+OH	0.073	INT+OH	0.065
INT+OH	0.062	INT+CS+OH	0.077	INT+OH	0.070	INT+CS+OH	0.069

No obstante, aparecen resultados poco consistentes como la aparición de la alternativa de intensificación agrícola (INT) superando a las que incluyen CS u OH, aun para las valoraciones con peso en lo ambiental. Esto podría deberse a que las distribuciones de peso mostraron índices de inconsistencia algo elevados (del orden de 10%), lo cual requeriría una precisión mayor en el análisis.

La extensión del análisis mediante AHP introduciendo la opinión de expertos, el análisis espacial mediante GIS y la participación de decisores, puede ser mejorada en la actualidad con un programa soporte de decisiones desarrollado en Australia (ASSES) (Hill et al. 2005).

Método ELECTRE

El procesamiento de la matriz principal con este método marca tendencias similares al método anterior en cuanto a las opciones dominantes para todas las distribuciones, aunque con algunas diferencias en el orden de ubicación de las alternativas. La distribución de pesos con predominio ambiental ubica en el núcleo (opciones dominantes y que no son dominadas, Figura 2) a las alternativas silvopastoriles con y sin ordenamiento hidrológico (ASP y ASP+OH), resultados consistentes con el mejor desempeño de estas alternativas en variables ambientales como erosión, caudal e índice de calidad ambiental. La distribución de pesos equilibrada selecciona también a la alternativa ASP como dominante seguida del uso actual con conservación de suelos (ACT+CS). La distribución de pesos en lo social coloca en el núcleo únicamente a la alternativa de uso agrosilvopastoril (ASP).

No obstante no haberse realizado análisis de sensibilidad, que marquen la importancia relativa de los criterios, estos resultados indicarían que las alternativas con uso agrosilvopastoril (ASP) dominan al resto, para un amplio rango de peso de los criterios.

Al predominar los criterios económicos, el método selecciona a las alternativas ACT, ACT+CS e INT; es decir, coincide con el método AHP en cuanto a que jerarquiza las alternativas ACT e INT, pero pondera a la CS como igualmente favorable. En este sentido, el método incorpora restricciones concretas tanto al uso ACT como al uso INT, que deberían estar acompañados por medidas correctivas de conservación para estar entre las alternativas seleccionadas como más favorables.

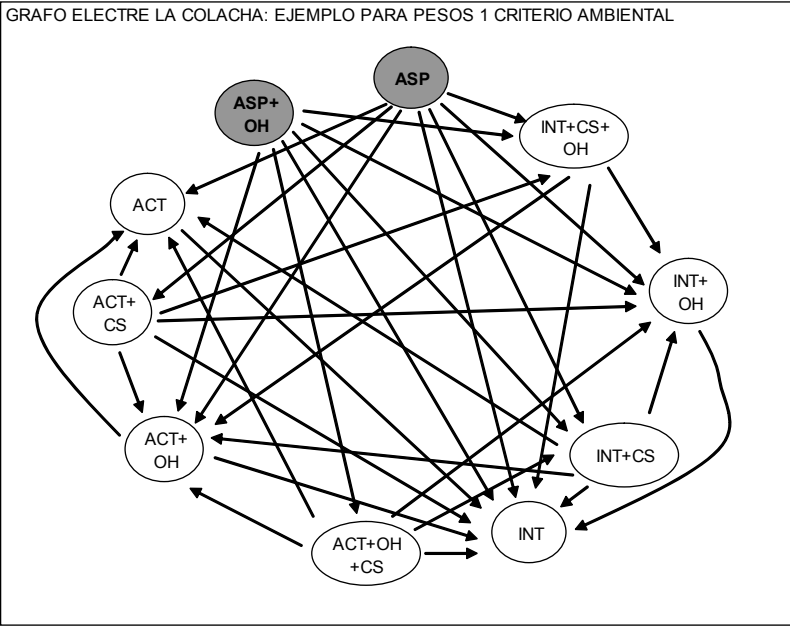


Figura 2. Gráfico de representación de alternativas con el método ELECTRE para la cuenca La Colacha. Resultado de la evaluación con pesos en criterios ambientales. En gris se destacan las alternativas del núcleo (elegidas como preferidas). Fuente: elaboración propia.

Métodos PROMETHEE

Se utilizaron pseudocriterios tipo I (valor 1 cuando la alternativa supera, ó 0 cuando es superada). El orden obtenido aplicando la versión original del método, es decir sin considerar los pesos, es el siguiente: ACT+CS > ACT > ACT+CS+OH > ASP > ACT+OH > ASP+OH > INT+CS > INT > INT+CS+OH > INT+OH. Como se observa, selecciona como mejores opciones a las variantes del uso actual, y dentro de ellas la que incluye conservación de suelos como la más apta. En la Tabla 5 se muestra la aplicación del método modificado por Antón et al. (2006) y que considera los distintos pesos asignados.

Todas las valoraciones de pesos coinciden en que ACT-CS es la opción preferida. La alternativa de mantener el uso actual aparece como la segunda en orden de importancia para las valoraciones con sesgo hacia lo económico y social, mientras que las alternativas ASP+OH y ASP, en teoría las más sustentables en términos ambientales, sólo aparecen cuando predominan estos criterios en la valoración.

Tabla 5. Orden de las alternativas obtenido de la aplicación del método PROMETHEE, para la cuenca La Colacha.

1: Ambiental		2: Económico		3: Equilibrado		4: Social	
Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor	Orden	Valor
ACT+CS	3.094	ACT+CS	2.698	ACT+CS	3.19	ACT+CS	3.38
ASP+OH	2.292	ACT	2.63	ACT+CS+OH	1.384	ACT	1.269
ACT+CS+OH	2.109	INT	1.04	ASP	0.935	ASP	1.247
ASP	2.022	INT+CS	0.888	ASP+OH	0.755	ACT+CS+OH	1.243
ACT	-0.199	ACT+OH	0.175	ACT	0.616	ASP+OH	0.885
ACT+OH	-0.535	INT+OH	-0.701	INT+CS	-0.471	ACT+OH	0.02
INT+CS	-1.064	ACT+CS+OH	-0.733	ACT+OH	-0.483	INT+CS	-0.794
INT+CS+OH	-1.108	INT+CS+OH	-1.519	INT+CS+OH	-1.22	INT+CS+OH	-1.721
INT	-3.241	ASP	-1.646	INT	-1.97	INT	-2.317
INT+OH	-3.37	ASP+OH	-2.832	INT+OH	-2.736	INT+OH	-3.212

La alternativa de intensificación (INT) sólo aparece entre las principales cuando predominan criterios económicos, en coincidencia con las tendencias que marca la realidad agrícola regional (Gil et al. 2008).

La ubicación de las opciones agrosilvopastoriles (ASP) aparecen muy afectadas por los criterios económicos, que las colocan en último lugar, frente al resto de los criterios que las considera entre las principales. En el mismo sentido que las estrategias que incluyen ordenamiento hidrológico (OH), las opciones ASP son incluidas como prioritarias dentro de un amplio rango de criterios, excluido el económico que no las incluye entre sus opciones preferidas. La inclusión de pesos en PROMETHEE no altera la prioridad principal, pero sí lo hace con las siguientes. Por esta razón, en etapas posteriores de profundización del análisis se utilizarán otro tipo de pseudocriterios (por caso, los de tipo III) que tomen en cuenta con mayor detalle el gradiente de variación para discriminar entre alternativas, o se utilizarán otras versiones de PROMETHEE (Abu-Taleb y Mareschal 1995).

Síntesis de resultados

La Tabla 6 sintetiza los resultados de las alternativas de ordenación territorial seleccionadas por los diferentes métodos para los sistemas de pesos asignados.

Tabla 6. Síntesis de resultados de la aplicación de métodos multicriterio discretos a la cuenca La Colacha (Córdoba).

Método	Pesos: Ambiental	Pesos: Económico	Pesos: Equilibrado	Pesos: Social
	Orden de preferencia de las alternativas			
AHP	ASP+OH ASP ACT+CS	ACT INT ACT+CS	ASP+OH ASP ACT+CS	ASP ASP+OH ACT
ELECTRE	ASP ASP+OH	ACT ACT+CS INT	ASP ACT+CS	ASP
PROMETHEE original	ACT+CS ACT ACT+CS+OH			
PROMETHEE modificado	ACT+CS ASP+OH ACT+CS+OH	ACT+CS ACT INT	ACT+CS ACT+CS+OH ASP	ACT+CS ACT ASP

Si bien los diferentes métodos varían en el orden asignado a las preferencias, pueden señalarse algunas tendencias preliminares. Los pesos con sesgo en criterios económicos priorizan la alternativa de uso actual (ACT) con o sin conservación de suelos (CS) como preferida. No incluyen ninguna de las alternativas con ordenamiento hidrológico (OH), ni las silvopastoriles (ASP) entre las principales. Incluyen en este grupo a la alternativa de intensificación (INT) de manera sistemática.

Los pesos en criterios ambientales jerarquizan a las opciones de uso agrosilvopastoril (ASP), en especial integradas al ordenamiento hidrológico (OH) entre las principales. Todas las opciones incluyen a la conservación de suelos (CS), al ordenamiento (OH) y, en menor medida a ambas, entre las elegidas.

En igual sentido, al utilizar pesos equilibrados aparecen alternativas de uso agrosilvopastoril (ASP) y actual con conservación de suelos (ACT+CS) en todos los métodos multicriterio. La opción ACT+CS+OH aparece en PROMETHEE entre los principales cuando se otorga peso a lo ambiental, o cuando éstos son equilibrados.

Las alternativas agrosilvopastoriles (ASP) aparecen como elegidas al predominar criterios sociales, aunque con diferente prioridad según los métodos. La alternativa de uso actual (ACT) aparece en la mayoría de ellos, acompañada de forma consistente de conservación de suelos (CS).

No parece haber una definición clara acerca de la importancia relativa de las alternativas que incluyen conservación de suelos (CS) u ordenamiento hidrológico (OH), cuya elección implicaría instrumentos de política diferentes; CS implica promoción de la actividad conservacionista privada, y OH supone una fuerte intervención del Estado en obra pública, bioingeniería e hidráulica. La búsqueda de una combinación óptima entre políticas para CS y para OH requeriría la aplicación de métodos más refinados de análisis, al interior de estas alternativas, para poder ponderar su importancia relativa.

CONCLUSIONES Y LIMITACIONES

Se considera que los resultados muestran una tendencia consistente en cuanto a la valoración de alternativas por parte de los distintos métodos. En términos descriptivos, los métodos indicarían que las condiciones de uso actual no son ambientalmente las más desfavorables. No obstante, cuando priman los criterios económicos los métodos muestran que las condiciones de uso actual están entre las opciones “elegidas”.

Los resultados son consistentes con las tendencias observadas de intensificación en el uso de las tierras en los últimos años, en respuesta a claros estímulos económicos de corto plazo, y reforzarían la necesidad de implementar políticas de estímulo/desestímulo, promoción y concienciación de los decisores para aplicar usos sustentables, conservación de suelos y ordenamiento hidrológico en la cuenca, dada la creciente gravedad de los problemas ambientales que tienen lugar en la región.

Estos resultados preliminares requieren de análisis de sensibilidad más profundos, exploración de otro tipo de métodos (probablemente multicriterio continuo), y de dar precisión a la serie de indicadores usados (en especial económicos y sociales). De esta forma se podría mejorar la capacidad de generación, análisis y, llegado el caso, de selección de alternativas de ordenamiento territorial en la cuenca.

La falta de participación de los decisores en el proceso de diseño, análisis y selección de alternativas es otro de las limitaciones del presente trabajo en relación con las condiciones reales de implementación de políticas en la cuenca.

En futuros análisis se debería ampliar el número de criterios, alternativas y servicios ecosistémicos a considerar, en vista de la fuerte interacción en el comportamiento (ambiental, social y económico) que implica cada nueva alternativa. A modo de ejemplo, algunas variables a incorporar serían: efectos de las alternativas sobre los caudales base de los cursos, efectos del uso agrosilvopastoril (ASP) sobre la hidrología superficial y subterránea de la cuenca, efectos sobre biodiversidad, definición de actuaciones en el sector serrano, e incluir y modelar la alternativa de ordenamiento hidrológico en base a grandes embalses multipropósito (retención, regulación, recreación, riego) en la porción alta y baja de la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por: Programa “Bases para un modelo de gestión sustentable de las tierras del sur de Córdoba” financiado por la SECYT - Universidad Nacional de Río Cuarto y Proyecto Semilla “Elaboración de un modelo matemático para la selección de alternativas de ordenación integral de la cuenca La Colacha (Córdoba, Argentina)”, Universidad Politécnica de Madrid-Universidad Nacional de Río Cuarto.

BIBLIOGRAFÍA

Antoine, J., G. Fischery M. Makowski. 1997. Multiple criteria land use analysis. *Applied Mathematics and Computation* 88:195-215.

Antón, J.M., J.B. Grau y E. Sánchez. 2006. Compromise Programming Calibration for financial analysis of firms of a common sector of business, case study for a set of Spanish banks in 1995. *Applied Financial Economics*. UK.

Abu-Taleb, M.F. y B. Mareschal. 1995. Water resources planning in the Middle-East: application of the PROMETHEE V multicriteria method. *European Journal of Operational Research* 81:500-511.

Agrell, P.J., A. Stam y G.W. Fischer. 2004. Interactive multiobjective agro-ecological land use planning: The Bungoma region in Kenya. *European Journal of Operational Research* 158:194-217.

Barba-Romero, S. y J. Pomerol. 1997. Decisiones multicriterio. Fundamentos teóricos y utilización práctica. Colección de Economía Universidad de Alcalá. Pp. 420.

Bolte, J.P., D.W. Hulse, S.V. Gregory y C. Smith. 2006. Modelling biocomplexity-actors, landscapes and alternative futures. *Environmental Modeling and Software* 22:570-579.

Brans, J.P., Ph. Vincke y B. Mareschal. 1986. How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European J. of Operational Research* 44(1):138-228.

Cantero, J.J. y C. Bianco. 1986. Las plantas vasculares del suroeste de la Provincia de Córdoba. Parte III. Catalogo preliminar de las especies. *Rev. UNRC* 6:5-52.

Cantero, A., M. Cantú, J. Cisneros, J. Cantero, M. Blarasin, et al. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Universidad Nacional de Río Cuarto. Pp. 119.

Cisneros, J.M., J.D. de Prada, A. Degioanni, A. Cantero Gutiérrez, H. Gil, et al. 2004. Erosión hídrica y cambio de uso de los suelos en Córdoba. Evaluación mediante el modelo RUSLE 2. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. Argentina.

Cisneros, J.M., G.A. Cantero, H.A. Gil, V.H. Becerra, M.A. Reynero, et al. 2005. Identificación de los focos activos de erosión hídrica lineal y programa de control de erosión en la cuenca media y alta del Arroyo Santa Catalina (arroyos La Barranquita, Cipión y La Colacha). Informe Final Protocolo Específico de Cooperación Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (DIPAS) – UNRC/FAV. Pp. 20 y anexos (catálogo de prácticas y cartográfico).

Cisneros, J.M., G.A. Cantero, A. Degioanni, A. Angeli, J.G. González, et al. 2008b. Uso del suelo, erosión y deterioro de caminos rurales: el caso de la cuenca Suco-Moldes-Mackenna (Córdoba). XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes (San Luis), 13-16 Mayo 2008. En Actas.

Cisneros, J.M., A. Cantero, A. Degioanni, V.H. Becerra y M.A. Zubrzycki. 2008a. Producción, Uso y Manejo de las Tierras. Pp. 31-44 en: de Prada, J.D. y J. Penna (eds.). Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el Sur de Córdoba, Argentina. Instituto de Economía y Sociología INTA.

Cisneros, J.M., J.D. de Prada, A. Degioanni, A. Cantero Gutiérrez, H. Gil, et al. 2004. Erosión hídrica y cambio de uso de los suelos en Córdoba. Evaluación mediante el modelo RUSLE 2. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos, Argentina. Actas del Congreso. Trabajo completo en CD.

Dabney, S.M., K.C. Mc Gregor, D.V. Wilson y R.F. Cullum. 2009. How management of grass hedges affects their erosion reduction potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:241-254.

Degioanni, A., A. Camarasa Belmonte y F. Moreno Sanz. 2000. Bases Metodológicas para la Evaluación, Uso y Gestión Sostenible de los Recursos Agrarios. Aplicación a la cuenca Santa Catalina (Argentina). Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible. Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá 2000:290-311.

de Prada, J.D., T.S. Lee, A.R. Angeli, J.M. Cisneros y G.A. Cantero. 2008. Análisis multicriterio de la conservación de suelo: Aplicación a una cuenca representativa del centro Argentino. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 9:45-59. www.redibec.org/IVO/rev9_04.pdf (último acceso: 12/11/2010).

de Prada, J.D., J. Boretto, M. Ferrando, A. García, J. Olmos, et al. 1994. Proyecto de conservación y ordenamiento de tierras General Deheza, Master of Art, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.

Dorner, S., J. Shi y D. Swayne. 2007. Multi-objective modeling and support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. *Journal of Environmental Modeling and Software* 22:211-222.

ESRI. 1999. Arcview 3.2. User manual.

Geneletti, D. 2007. An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management* 83:228-235.

Gil, H.A., J.D. de Prada, J. Hernández, C. Pereyra y A.R. Angeli. 2008. Análisis de la Percepción del Productor sobre la Problemática Ambiental. Pp. 57-73 en: de Prada, J.D. y J. Penna (eds.). Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el Sur de Córdoba, Argentina. Instituto de Economía y Sociología INTA.

Giupponi, C., J. Mysiak, A. Fassio y V. Cogan. 2004. MULINO-DSS: a computer tool for sustainable use of water resources at the catchment scale. *Mathematics and Computers in Simulation* 64:13-24.

Giupponi, C. y P. Rosato. 2002. Multi-criteria analysis and decision-support for water management at the catchment scale: an application to diffuse pollution control in the Venice Lagoon. *Nota di lavoro* 31.2002. www.feem.it/getpage.aspx?id=977&sez=Publications&padre=73 (último acceso: 10/11/2010).

Gómez Orea, D. 1999. Evaluación de Impacto Ambiental. Editorial Agrícola Española, Mundi Prensa. Pp. 701.

Gómez-Limón, J. A, J. Berbel y M. Arriaza. 2003. Chapter 6. MCDM farm system analysis for public management of irrigated agriculture. Pp. 93-114 en: Weintraub, A., C. Romero, T. Bjørndal y R. Epstein (eds.). *Handbook on Operations Research in Natural Resources*, Springer.

Gonzalez, J.M., L.S. Pereira, S.X. Fang y B. Dong. 2007. Modeling and multicriteria analysis of water saving scenarios for an irrigation district in upper Yellow River Basin. *Agricultural Water Management* 94:93-108.

Grau, J.B., J.M. Antón, A.M. Tarquis y D. Andina. 2008. Election of water resources management entity using a multi-criteria decision (MCD) method in Salta province (Argentina), *Proceedings WMSCI 2008 vol. I*, Orlando, Florida, EE.UU. Pp. 30-35.

Henig, M.I. y A. Weintraub. 2006. A dynamic objective-subjective structure for forest management focusing on environmental issues. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 14:55-65.

Hill, M.J., R. Braaten, S.M. Veitch, B.G. Lees y S. Sharma. 2005. Multi-criteria decision analysis in spatial decision support: the ASSES analytical hierarchy process and the role of quantitative methods and spatially explicit analysis. *Journal of Environmental Modeling and Software* 20:955-976.

Janssen, R. 2001. On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in The Netherlands. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 10:101-109.

Janssen, R., H. Goosen, M.L. Verhoeven, J.T.A. Verhoeven, A.Q.A.Omtzigt, et al. 2005. Decision support for integrated wetland management. *Journal of Environmental Modeling and Software* 20:215-229.

Jobbágy, E.G., M.D. Noretto, C.S. Santoni y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.

Koo, B.K. y P.E. O'Connell. 2006. An integrated modeling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England. *Science of the Total Environment* 358:1-20.

Lakshminarayan, P.G., S.R. Johnson y A. Bouzaher. 1995. A multi-objective approach to integrating agricultural economic and environmental policies. *Journal of Environmental Management* 45:365-378.

Lasage, R. 2007. A multi criteria analysis of water management strategies in Kitui, Kenya. Research paper 4 within the WatManSup project. Report W-07/14. Vrije Univesiteit Amsterdam.

Llach, J., M. Harriague y E. O'Connor. 2004. La generación de empleo en las cadenas agroindustriales, documento de la Fundación Producir Conservando, Buenos Aires.

Lomas, P.L., B. Martín, C. Louis, D. Montoya, C. Montes, et al. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. Serie Monografías N° 1. Publicaciones de la Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez.

Macleod, C.J.A., D. Scholefield y P.M. Haygarth. 2007. Integration for sustainable catchment management. *Science of the Total Environment* 373:591-602.

Manuel-Navarrete, D., G. Gallopin, M. Blanco, M. Díaz-Zorita, D. Ferraro, et al. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL. Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 118. Santiago de Chile.

Marttunen, M. y M. Suomalainen. 2005. Participatory and multiobjective development of water course regulation-creation of regulation alternatives from stakeholders preferences. *J. Multi-crit. Decis. Anal.* 13:24-49.

Mendoza, G. A y H. Martins. 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resources management. A critical review of methods and new modeling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230:1-22.

Morgan, R.P.C. y R.J. Rickson. 1995. Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6TC8-4C9BVRJ-2&_user=10&coverDate=07/31/1995&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_origin=search&_sort=d&docanchor=&view=c&_acct=C000050221&_version=1&_urlVersion=0&_userid=10&md5=4d98126c4f551ae61a441c74721b785c&searchtype=a (último acceso: 10/11/2010). *E&FN Spon.* Pp. 274.

Munafo, M., G. Cecchi, F. Baiocco y L. Mancini. 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 77:93-98.

Munda, G., M. Parruccini y G. Rossi. 1998. Multicriteria evaluation methods in renewable resource management: integrated water management under drought conditions. Pp. 79-94 en: Beinat, E. y P. Nijkamp (eds.). *Multicriteria analysis for land use management*. Kluwer Academic Publishers. Pp. 369.

Muñoz-Carpena, R. y J.E. Parsons. 2005. VFSMOD-W Vegetative filter strips hydrology and sediment transport modeling system. Model documentation and user manual. Ag. & Bio. Eng., U. of Florida and Bio & Ag. Engineering-NC State University. abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/.../vfsmod/VFSMOD_UsersManual_v2d3.pdf (último acceso: 10/11/2010).

Mysiak, J., C. Giupponi y P. Rosatto. 2005. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modeling and Software* 20:203-214.

Romero, C. 1993. Teoría de la Decisión Multicriterio. Conceptos técnicas y aplicaciones. Madrid, Alianza Editorial. España.

Roy, B. 1985. *Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision*. Economica, Paris.

Saaty, T. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*, Mac Graw-Hill, New York. EE.UU.

Schwab, G.O., D.D. Fangmeier, W.J. Elliot y R.K. Frevert. 1993. *Soil and Water Conservation Engineering*. John Willey & Sons, Inc., 4th edition. New York, NY. EE.UU.

Smakhtin, V.U. 2001. Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology* 240:147-186.

Servicio de Agrometeorología UNRC. 2004. Estadísticas climáticas.

Sparovek, G. y E. Schnug. 2001. Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1479-1486.

Srdjevic, B. 2007. Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decision Support Systems* 42:2261-2273.

USACE (US Army Corp of Engineers). 2008. HEC-HMS Hydrologic model System, V 3.2. Abril 2008. www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/ (último acceso: 15/11/2010).

USDA-ARS. 2008. Science Documentation revised universal soil loss equation Version 2. fargo.nserl.purdue.edu/rusle2_dataweb/RUSLE2_Index.htm (último acceso: 12/11/2010).

Verstraeten, G. y J. Poesen. 2002. Regional scale variability in sediment and nutrient delivery from small agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 31:870-879.

Zerkland, S. y H. Boughanmi. 2007. Chapter 5. Modeling the interactions between agriculture and the environment. Pp. 69-92 en: Weintraub, A., C. Romero, T. Bjorndal y R. Epstein (eds.). *Handbook on Operations Research in Natural Resources*, Springer.

Capítulo 25

VALORIZACIÓN ECONÓMICA DEL CARBONO SECUESTRADO EN EL DISTRITO DEL ÑANDUBAY, ENTRE RÍOS, COMO HERRAMIENTA PARA UN ORDENAMIENTO TERRITORIAL

Guillermo R. Vicente¹, Patricia L. Engler¹ y Clement Jaubertie²

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Argentina EEA INTA Paraná-
Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER. Email Vicente: gvicente@parana.inta.gov.
ar. Email Engler: pengler@parana.inta.gov.ar - ²Ex estudiante ENSAT, Funcionario
del Gobierno de Francia. Email Jaubertie: clement.jaubertie@gmail.com.

Resumen. El objetivo del presente trabajo fue determinar el valor del carbono secuestrado en el Distrito del Ñandubay (zona de parque o sabana conocido en el acervo local como “Monte Entrerriano”), mediante la evaluación del costo económico de su mantenimiento. Para la determinación del valor del carbono secuestrado se utilizó el valor presente neto (VPN) de las diferencias entre los flujos de dinero de la actividad ganadera y alternativas de uso agrícola, incluyendo el costo de la deforestación. Las cantidades de carbono secuestrado resultaron 10.92 y 21.83 t C/ha para bosque abierto y cerrado, respectivamente, y el disponible en el suelo resultó de 97 t C/ha en total y 35 para el horizonte superficial. Las pérdidas producidas al incluir la agricultura en ellos se estimó en 8.05 t C/ha. Se determinaron valoraciones del carbono secuestrado entre 571 y 2723 \$/t C, siendo más sensible la valoración a cambios en el contenido de carbono y en el tipo de agricultura, que a cambios en la producción ganadera. Con la metodología propuesta se facilita la construcción de escenarios para el análisis de políticas de ordenamiento territorial.

INTRODUCCIÓN

A nadie escapa ya el reconocimiento de los beneficios derivados de la conservación de los recursos naturales, y la sociedad argentina, a través de la Ley N° 25.675 (Ley General del Ambiente), ha reconocido la necesidad de su conservación. Sin embargo, la instrumentación de esa ley carece de información suficiente para facilitar la toma de decisiones en cumplimiento de sus objetivos y para un adecuado ordenamiento territorial.

Aunque la Ley 25.675 es clara con respecto a las responsabilidades y a la necesidad de conservación del ambiente, la dicotomía entre la producción y la conservación está siempre presente. Los individuos, las empresas y las organizaciones, como parte de la sociedad, contribuyen con el cuidado del ambiente y con la oferta de bienes y servicios ambientales (BSA), según distintos gradientes de información, filosofía, cultura, poder adquisitivo, compromiso, entre otros.

Si se considera una racionalidad económica estricta, el propietario de un activo decidirá seguir explotándolo mientras el flujo de dinero le genere una renta que supere su costo de oportunidad. En términos generales, el proceso de agriculturización con cambios en el uso y/o propiedad de la tierra que se ha desarrollado en la región pampeana (Vicente 1997a) se puede explicar dentro de esta lógica de decisión. En la Provincia de Entre Ríos, este fenómeno ha significado la localización de actividades agrícolas en zonas marginales para esta actividad, determinando el incremento en el valor privado de la tierra, el reemplazo de bosques nativos y de pastizales naturales (Engler 2008) y la pérdida del carbono secuestrado en ellos. En términos de valor económico, un activo ambiental no representa lo mismo para el colectivo de la sociedad que para un usuario directo de sus servicios; tampoco para grupos con distintos niveles de ingresos, ni para quien detenta el recurso para la producción como inversión empresarial. La sociedad en su conjunto tampoco es ajena a los cambios en la legislación en materia de ambiente. Argentina y Entre Ríos, han ido cambiando y lo han hecho dentro de un contexto de valorización creciente de sus recursos naturales. Estas diferencias de percepción (desde la demanda, desde la oferta y en los cambios que suceden en ambas a lo largo del tiempo) son la base de los métodos de estimación del valor económico de los BSA.

Existen diferentes metodologías para determinar el valor económico de los BSA. Cuando los BSA se comercializan en mercados transparentes (mercados de competencia perfecta con información completa, oferta y demanda atomizadas, sin distorsiones), el precio que surge del cruce de la oferta y demanda podría ser suficiente para conocer su valor. Pero en gran parte de los BSA no se dispone de tales mercados. En estos casos, se trata de aproximar esas valoraciones a través de analizar aspectos de la oferta o de la demanda de cada BSA en particular (Vicente 1997b).

El desarrollo de mercados de intercambio de BSA, como el de los bonos de carbono, ha sido propuesto como mecanismo para lograr la eficiencia en la asignación de recursos de la sociedad, y permite conocer los precios derivados de la oferta y demanda de BSA dentro de ciertos límites impuestos por las condiciones de dicho mercado. Los bonos de carbono se han utilizado en la valoración del carbono secuestrado en diversos proyectos de mantenimiento de carbono en zonas boscosas (Chambi 2001). Sin embargo, el uso de estos bonos es discutido en cuanto a su alcance real (Pearce y Turner 1995), y los cambios en las cotizaciones de los bonos ocurridos en los últimos años han traído discusión sobre su uso para valorar proyectos de secuestro de carbono (Loza Balbuena 2001).

En algunos casos la simple consideración de los costos económicos necesarios para incrementar la oferta o para evitar la pérdida de BSA, es útil para determinar su valor (Fontaine 1997). La valoración del BSA resulta del costo de desarrollar un proyecto para incrementar su oferta. Es el caso de una plantación forestal que secuestrará carbono a futuro (Gutiérrez y Lopera 2001).

Si se considera una tecnología que mejore la oferta o disponibilidad de BSA, los costos de producción resultantes de la aplicación de esa tecnología serán una medida suficiente para determinar el valor de los BSA cuya provisión dependerá de esas tecnologías (Romero 1994). La empresa u organización incluirá en su costo de producción total el valor del ambiente (costo de evitar la pérdida) para mantener una oferta dada de servicios ambientales (Azqueta 1994).

El análisis resulta más complejo cuando la empresa, para mantener o incrementar un nivel de rentabilidad, incorpora la valoración adicional de sus productos frente a sus clientes como estrategia de marketing. Además de los cambios en la curva de oferta (por los cambios en los costos: tecnología más marketing) se producen cambios en la demanda por mejora en los precios de los productos o por incremento en las ventas de ese producto diferenciado (Braden y Kolstad 1991).

Cuando el costo de producción de la empresa (incluyendo la tecnología para evitar o reducir la pérdida o contaminación) es tal que elimina los incentivos económicos, surgen dificultades en la asignación o en el uso de los recursos naturales. En estos casos, la sociedad (a través del Estado) debe intervenir a fin de incentivar el uso de tecnologías y/o acciones y/o medidas que eviten las pérdidas de recursos naturales. Para ello se debe analizar, por una parte, el resultado económico de las empresas sin la decisión de conservación de los recursos en forma conjunta con el que la sociedad podría admitir como resultado empresarial. Por otra parte, se debe constatar la disposición de la sociedad (como demandante de BSA) para compensar el costo en el que debe incurrir la empresa para que pueda seguir produciendo bienes y servicios no ambientales junto con el de BSA; es decir, mantener el incentivo económico empresarial sin degradar los recursos naturales (Fontaine 1997).

La determinación del valor de los BSA resulta más complejo cuando se pretende determinarlo al considerar la demanda de los consumidores (cambios en su bienestar). Este enfoque se aborda cuando los BSA no tienen un mercado donde se fija un precio; o los que resultan de un uso compartido, de la no apropiación individual por los consumidores, o que pueden estar asociados con la producción conjunta de otros bienes y servicios no ambientales. En la actualidad existen metodologías para valorar la voluntad de los consumidores para pagar por disponer de BSA o a recibir compensaciones económicas por perder parte de los BSA. Se busca determinar la forma de valoración de los integrantes de la sociedad de ciertos atributos para ciertos BSA que podrían mantenerse, incrementarse o perderse (Niclitschek 1991, Folmer y van Ierland 1989, Vicente 1997b). Entre otras metodologías se encuentran: a) “precios hedónicos” (Vicente 1997b), b) “costo del viaje” (Azqueta y Pérez 1996), y c) “valoración contingente” (Melo 1994). La implicancia de la existencia futura de los recursos naturales suma complejidad evaluativa, en especial cuando se trata de recursos no renovables (Azqueta y Ferreira 1994, Johansson 1993).

Los beneficios que los bosques brindan a la sociedad ya han sido mencionado de manera extensa (e.g., regulación de cuencas, fuente de alimentos y materias primas, biodiversidad, secuestro de carbono, belleza escénica, recreación, etc.). En particular, el secuestro de carbono de los montes

nativos y de los bosque cultivados aparece a través del tiempo con valoración creciente para la sociedad. Esto es consecuencia de su relación con el calentamiento global (efecto invernadero) y de una creciente toma de conciencia de la sociedad. Precisamente, una de las fuentes principales del secuestro de carbono se encuentra en las masas forestales naturales o implantadas. Otro de los grandes reservorios de carbono es el suelo.

La zona del Ñandubay, en el norte de la Provincia de Entre Ríos, en Argentina, presenta como particularidad el hecho de que no dispone de las cantidades de carbono secuestrado por ha que caracterizan a otras formaciones boscosas (i.e., plantaciones artificiales de pino o eucalipto, o formaciones naturales como selva o bosque chaqueño), pero presenta una presión de reemplazo elevada para la localización de sistemas de producción con mejor resultado económico empresarial como la agricultura extensiva.

Este trabajo tiene como objetivo determinar el valor económico del carbono secuestrado en los montes nativos del norte entrerriano y en sus suelos. Se utiliza el VPN desde el costo de evitar su pérdida, a través del monto de dinero a lo largo del tiempo con el que habría que compensar a los propietarios del recurso para no degradarlo (al deforestar y hacer agricultura), manteniendo de esta manera el stock de carbono secuestrado como un activo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron como área de estudio los Departamentos de Federal, Feliciano, La Paz, Paraná, Tala y Villaguay, en centro norte de la Provincia de Entre Ríos, en Argentina. Estos Departamentos presentan una mayor disponibilidad de áreas forestales. Se estimó la reserva de carbono en el suelo y en la biomasa de bosques nativos de la zona en estudio. Se calcularon las cantidades de carbono presentes en el suelo inalterado, la pérdida de carbono del suelo por deforestación y uso agrícola posterior, y el secuestro de carbono en la biomasa de distintas estructuras del bosque nativo. Se estimó la producción ganadera y agrícola, y sus resultados económicos (a precios de fines del año 2007) según distintas situaciones productivas: monte nativo con dos niveles productivos de ganadería bovina (uno bajo y otro alto) y tres sistemas agrícolas a implantar luego de la deforestación. Se determinó el VPN. Se consideró a la relación entre el stock de carbono y el stock de dinero (VPN) como una medida del valor por tonelada de carbono que podría perderse frente al reemplazo del bosque nativo por la agricultura. Se utilizaron los cálculos de los cambios en el contenido de carbono en el suelo y la biomasa vegetal, y las diferencias entre los resultados económicos (VPN) entre sistemas de producción.

Estimación del stock de carbono en los suelos

Se utilizó la información disponible de las cartas de suelos de los Departamentos seleccionados (Plan Mapa de Suelos 1986, 1990, 1993, 1995, 1998 y 2000) para determinar un valor medio por ha en la región en estudio. Frente a la heterogeneidad de las series en el área se consideró como unidad de trabajo el nivel taxonómico de orden de suelo. Se trabajó con las unidades cartográficas para incluir las asociaciones, consociaciones, complejos y grupos indiferenciados.

El contenido de carbono en el suelo se calculó primero en el nivel de unidad cartográfica (serie

inalterada) y se utilizaron los resultados de análisis de suelo presentes en las cartas de suelos:

COserie = ΣCOhorizonte i (donde i = A, B y C)

COhorizonte = Dap * Ep * CO

COhorizonte = carbono orgánico del suelo (t C/ha)

CO = porcentaje de carbono orgánico en el suelo por horizonte para cada serie (se obtiene al dividir el porcentaje de materia orgánica por 1.72)

Dap = densidad del horizonte (t/m³)

Ep = espesor del horizonte (m)

Luego se estimó el contenido de carbono de las asociaciones y consociaciones de suelo a través de multiplicar el contenido de carbono de cada serie por su porcentaje dentro de la asociación o consociación, y una aproximación por similitud en complejos y grupos indiferenciados.

La estimación del contenido de carbono en los suelos de la zona de estudio se obtuvo multiplicando la superficie de cada unidad cartográfica por su contenido de carbono y después se realizó la suma general de todas las unidades por Departamento y para la región. Por último se estimó un valor promedio de C/ha de un suelo en la región (si bien se lo considera un valor que subestima el verdadero valor de suelo inalterado en condición de bosque nativo, permite tener una aproximación de la magnitud mínima de carbono secuestrado en el suelo).

Estimación del stock de carbono que se perdería en los suelos, por deforestación y por uso agrícola

Para estimar el contenido de C en el horizonte A después de años de agricultura se eligieron tres series de referencia y una historia agrícola de al menos 10 años según datos disponibles de trabajos previos (Tasi y Wilson 2007, Wilson, comunicación personal). Con la información existente se calculó la modificación (en términos porcentuales) del carbono y de la densidad del horizonte A entre el estado inalterado (considerándose la capa superficial de 0-30 cm, en el estado inalterado de cada serie de las cartas de suelos de cada Departamento) y el suelo con 10 ó más años de agricultura continua. Se tomaron estas variaciones porcentuales para el horizonte superior (en los extremos: 17.11% en vertisoles y 32.21% en alfisoles) para las series de los mismos órdenes, suponiendo un desmonte general en la región (Tasi y Wilson 2007).

Estimación del carbono secuestrado en el monte nativo

Se calculó el carbono secuestrado en la biomasa del bosque usando parámetros dasométricos de la región (Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos 2007) y metodología del Ministerio del Medio Ambiente de España (Martínez de Saavedra y Sánchez 2000, FAO 1998).

Carbono secuestrado = materia seca * contenido de carbono en la biomasa

Materia seca = biomasa total * coeficiente de densidad (0.5 g/cm)

Biomasa total = biomasa principal * factor de conversión (=1.6910; incluye ramas, hojas y raíces) (Moreno 2004)

Para el cálculo del carbono en la biomasa se usó un valor medio de 48% (Reynero 2005).

La producción de biomasa seca de un bosque es diferente según el tipo de bosque. La biomasa seca de un bosque de tipo cerrado resulta como mínimo dos veces más importante que la de uno de tipo abierto (Sabattini et al. 1999 y Sabattini, comunicación personal). El secuestro total y promedio de carbono en la zona de estudio se estimó a partir de los datos de superficie de bosque abierto y cerrado de la zona de estudio (Brizuela et al. 2003, Informe Regional Espinal 2007).

Costo del desmonte y del manejo del monte

Por lo general, las tareas de desmonte son realizadas por contratistas que utilizan obrajeros para desmontar o para extraer los ejemplares seleccionados. Se suele pagar con la madera extraída, que es comprada por los transportistas vinculados al mismo contratista (Sabattini et al. 2002 y 2003, Dupleich, comunicación personal). Además, el propietario suele pagar la comida para los obreros durante el tiempo del desmonte (equivalente a 100 kg de carne/ha por todo el período) y un monto fijo en pesos (entrevista a productor de la zona; Dupleich, comunicación personal).

Para estimar el valor de la madera extraída (como parte del costo de la deforestación) se consideró un bosque tipo abierto. Se determinaron las cantidades y los precios de cada producto posible de obtener con la tala: postes, tablones y leña de las especies del monte (Sabattini, comunicación personal). Para estimar el costo de limpieza anual (manejo racional) de un monte nativo, se consideró el equivalente a una décima parte del desmonte total (entrevista a productor de la zona; Dupleich, comunicación personal).

Cuantificación y valoración de la producción de ganadería de cría bajo monte

Se calculó el resultado económico bajo dos manejos diferentes: un manejo tradicional (G2) con una producción de 80 kg de carne.ha⁻¹.año⁻¹ y un manejo óptimo (G1) para obtener una producción de 120 kg de carne.ha⁻¹.año⁻¹, considerados para toda la zona sin diferenciación de productividad (J. Pueyo, comunicación personal).

Se consideró que la producción de ganadería bajo monte propuesta (tradicional racional con limpieza estratégica) no produce pérdidas de los stocks de carbono existentes en el monte y en el suelo. Aunque este es un supuesto fuerte, es conocido que el manejo racional del monte (i.e., pastoreo selectivo controlado, limpieza estratégica) redundará en una disminución de especies invasoras arbustivas, con una mejora en las especies arbóreas (de mayor capacidad para el secuestro de carbono) y herbáceas (con buena capacidad de cobertura y protección del suelo superficial).

Cuantificación y valoración de la producción agrícola

Se incluyeron dos secuencias agrícolas y dos niveles de rendimientos, y se formularon tres alternativas agrícolas. La primera rotación (A1) fue elaborada a partir de las proporciones de los cultivos en los últimos 10 años (datos estadísticos de la región en estudio), con rendimientos altos para obtener un mejor balance de carbono dentro de un esquema de rotación de 10 años. El balance de carbono como dato específico no es relevante a los fines de estimar el carbono resultante del proceso de agricultura ya que el mismo fue determinado directamente de trabajos de campo de situaciones reales de Tasi y Wilson (2007), y no se considera para el cálculo del balance la situación inicial de carbono en el suelo luego de la deforestación ya que la finalidad es solo comparativa entre distintas rotaciones. La segunda rotación (A2) se elaboró teniendo en cuenta la misma secuencia de cultivos que la primera rotación, pero utilizando los rendimientos reales de los últimos años en la zona de estudio. La última rotación (A3) fue confeccionada desde los rendimientos reales en la zona, para encontrar aquella secuencia de cultivos que permitiera obtener un mejor balance de carbono (en este caso, el esquema de rotación es más corto y tiene menos variabilidad). A los fines de los cálculos empíricos de distintas rotaciones se utilizó un modelo de balance de carbono simplificado para la pampa ondulada (Álvarez y Steinbach 2006):

$$\text{Balance (t C.ha}^{-1}\text{.año}^{-1}) = (R * CAH) - (CO * CM)$$

R = rendimiento promedio de los cultivos (t grano.ha⁻¹.año⁻¹, corregido con 14% de humedad). Se incluyeron todos los cultivos de la rotación y se consideró la duración de la misma, para expresar los aportes por año.

CAH = coeficiente de aporte de humus de los residuos (t C humus/t grano). Para trigo: 0.40, soja: 0.37 y maíz 0.20.

CO = carbono orgánico del suelo en el horizonte A (t C/ha).

CM= coeficiente de mineralización de la materia orgánica (0.057/año)

Para cada rotación se calculó el margen bruto promedio por año en función de la participación relativa de cada cultivo en la misma.

Valorización económica del carbono

Se utilizó el método del VPN (Harberger 1973, Hormaeche y Mackenna (sin fecha), Penna y Cristeche 2008) como un estimador del valor económico del stock de carbono posible de perderse (considerado como un activo). El VPN surge de la diferencia entre los flujos de dinero manteniendo el monte nativo con dos tipos alternativos de ganadería, y el desmonte con inclusión de tres tipos alternativos de agricultura. Este dinero representa la compensación que como mínimo debería percibir un productor para mantener la ganadería extensiva y no cambiar a un uso agrícola; es decir, el costo de evitar la deforestación y mantener el carbono secuestrado (mantenimiento de la oferta de BSA).

Para cada estrategia se evaluó el retorno financiero, determinando el VPN de los flujos a perpetuidad con la fórmula:

$$VPN = (R / i) - K$$

R = flujo de caja

I = tasa de inversión (en este caso se tomó 5%)

K = pago de inversión

A los fines de este trabajo se consideró que los costos de las actividades y los precios de venta de los productos se mantienen constantes en el tiempo. Para el caso de la agricultura con peor balance de carbono se consideró arbitrariamente que la caída en la materia orgánica genera al menos una caída de 1% de los ingresos netos por año. En esta situación, el VPN se calculó con la fórmula:

$$VPN = [R / (i + q)] - K$$

q = valor de caída de los ingresos anuales de la agricultura (=1%)

Se calcularon las diferencias de los retornos financieros a VPN entre las dos alternativas ganaderas y las tres agrícolas, obteniéndose cinco valores VPN. Con estos valores se estimó el precio de la tonelada de carbono como la razón entre los VPN y los cambios en los stocks de carbono/ha calculados previamente para cada situación. De esta manera se obtuvieron doce estimaciones en \$/t C secuestrado.

RESULTADOS

El stock de carbono para los suelos en la zona de estudio fue de 258455223 t/C, como estimación mínima. Esto equivale a un promedio general de 97 t C/ha, de las cuales 35 t C/ha corresponden al horizonte superior.

La presencia de agricultura afecta el contenido de carbono de los tres órdenes de suelos predominantes en la región; arroja 23% de pérdidas en un promedio ponderado para la región en estudio (8 t C/ha, en promedio).

Para la región analizada, el secuestro de carbono promedio de un bosque de tipo abierto (BA) se estimó en 10.92 t C/ha, y en uno de tipo cerrado (BC) en 21.83 t C/ha. Esto resulta en una pérdida estimada total en el stock de carbono por la deforestación y uso agrícola posterior (suelo más biomasa forestal) de 18.97 t C/ha para un BA y de 29.88 t de C/ha para un BC.

El costo total del desmonte resultó en un valor estimado de 2160 \$/ha y el de limpieza anual como el equivalente a 10% del desmonte (Tabla 1).

Tabla 1. Costo total del desmonte y de limpieza anual de un bosque nativo tipo abierto.

Concepto	\$/ha
Pago en dinero (a)	400
Valor comida personal (b)	340
Valor madera extraído (c)	1420
Costo total desmonte (a+b+c)	2160
Costo limpieza anual (equivalente a 10% del costo del desmonte)	216

Del valor total de la producción de madera extraída (1420 \$/ha), los distintos tipos de leña (uso como combustible) representan la mayor parte (65%). Los postes de ñandubay, que proporcionan algo más de 1% de la materia seca (aunque por su uso se considera que mantienen en parte el secuestro de carbono luego de cortada), aportan 21% del valor del monte. Los tablones de algarrobo, con 10% de la materia seca (también mantienen el secuestro de carbono luego de cortada), aportan 15% del valor del monte.

La actividad de cría bovina bajo monte con manejo óptimo (G1) (con 320 \$/ha y 120 kg de carne/ha) aporta un resultado económico adicional (margen bruto) de 111 \$/ha respecto al manejo tradicional (G2) (con 209 \$/ha y 80 kg de carne/ha). En la Tabla 2 se presentan los márgenes (MB) de cada situación agrícola junto con los balances de carbono ilustrativos del suelo para comparar situaciones de rotaciones y rendimientos.

Tabla 2. Margen bruto de las diferentes rotaciones.

	Esquema de rotación	Rindes	Balance de Carbono (ilustrativo para comparar rotaciones) (t/ha)	MB promedio por año (\$/ha)
A1	T/Sj2;T/Sj2;T/Sj2;M;M;M;Sj1;Sj1;Sj1	Altos	-0.06	1804
A2	T/Sj2;T/Sj2;T/Sj2;M;M;M;Sj1;Sj1;Sj1	Reales	-2.91	1262
A3	M;M;M;Sj1	Reales	-0.01	1158
T: trigo; Sj2: soja de segunda; Sj1: soja de primera; M: maíz.				

Los esquemas de rotación de la situación A1 y A2 son los más extendidos en la zona de estudio y aunque aportan los mejores resultados económicos en promedio por año, el balance de carbono de la situación A2, con rendimientos reales, se hace comparativamente muy negativo. Este resultado puede explicar la pérdida de carbono encontrada luego de varios años de agricultura posterior a la deforestación en los estudios de suelos realizados en la zona analizada (Tasi y Wilson 2007).

En todos los casos se observa que las situaciones agrícolas superan con amplitud los resultados económicos de las ganaderas. La situación A1, basada sobre rendimientos elevados, tiene el mayor VPN a perpetuidad. La situación A2, que tiene un margen bruto promedio anual por hectárea superior a la situación A3, tiene un VPN similar, consecuencia de evidenciarse en el análisis las pérdidas de ingresos por el balance de carbono muy negativo. Un manejo óptimo en la actividad ganadera bajo monte permite incrementar en un 50% el VPN a perpetuidad del manejo tradicional, pero esta mejora no es suficiente para competir con los resultados económicos producidos por la agricultura en cualquiera de las situaciones (Tabla 3).

Tabla 3. Valor presente neto (VPN).

		VPN/ha (flujos a perpetuidad)
Agricultura	A1	\$ 33920
	A2	\$ 18873
	A3	\$ 21000
Ganadería	G1	\$ 6400
	G2	\$ 4180

Con la información sobre el carbono que potencialmente se puede perder por la agriculturización de la zona del bosque y las diferencias entre los VPN encontrados entre agricultura y ganadería, se calcularon los valores de compensación para que los productores mantengan el bosque considerando los escenarios evaluados. Se confeccionó una tabla de doble entrada que facilita la interpretación de los resultados de valoración de la tonelada de carbono (Tabla 4).

Tabla 4. Valores estimados de compensación para la tonelada de carbono.

Compensación estimada en \$/t C				
Escenarios	G2/BA	G1/BA	G2/BC	G1/BC
A1	2723	2520	1362	1261
A2	1346	1142	673	571
A3	1540	1337	770	669

La mayor compensación (valor del carbono) se da en la situación de ganadería tradicional en monte abierto con presión de reemplazo por una agricultura con la rotación normal para la zona pero rendimientos altos. La menor compensación estimada se da en la situación de una ganadería óptima en bosque cerrado con presión de reemplazo por una agricultura con el planteo de rotación de mejor balance de carbono.

CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

En la región centro-norte de la Provincia de Entre Ríos, la superficie con agricultura ha avanzado de manera notable (tasa de incremento anual superior a 10% en los últimos 10 años), con un deterioro creciente de los recursos naturales (Engler et al. 2007, Brizuela et al. 2003). Se estima que la provincia perdió más de 600000 ha de monte natural entre los años 1995 y 2006, en su mayoría pertenecientes a la zona de estudio (Romero y Zufiaurre 2006, Muñoz et al. 2005), la cual presenta características edáficas de mayor fragilidad (Tasi y Wilson 2007).

Este proceso de deterioro de los recursos naturales ha ocurrido pese a los esfuerzos de la Provincia de Entre Ríos por controlar un uso degradante de los mismos (i.e., Ley de Defensa de la Riqueza Forestal, Ley de Conservación de Suelos, prohibición de la tala indiscriminada), con importantes aportes del erario público y la inclusión del monte nativo dentro de las pautas de manejo de los recursos naturales (Vicente et al. 2007a, Vicente et al. 2007b).

Los resultados encontrados en las estimaciones económicas de este trabajo permiten explicar en gran medida las dificultades del Estado y de la sociedad en su conjunto, para poder mantener los stocks de carbono en el Distrito del Ñandubay, en Entre Ríos.

La metodología utilizada permite en forma sencilla estimar los valores monetarios de la tonelada de carbono, para poder construir escenarios que permiten estimar rangos de compensaciones monetarias a los productores para mantener los stock de carbono y analizar las reales implicancias de las políticas (impuestos o subsidios) para mantener el bosque (Field 1995).

De los resultados encontrados se ve que las mejoras importantes en los sistemas ganaderos no producen cambios importantes en las valoraciones del carbono que se pierde por el reemplazo agrícola del bosque (entre 7 y 15%) y, por otro lado, que cambios en los planteos agrícolas (principalmente por mejoras en los rendimientos) producen cambios de relevancia en las valoraciones de carbono (superiores al 100%).

Las características del suelo por su contenido de carbono y facilidad de pérdida por desmonte, por un lado, y el contenido en las masas vegetales (i.e., monte abierto o cerrado) por el otro, definen las valoraciones de la tonelada de C mediante la metodología utilizada. Esto pone de manifiesto las dificultades de valoración del carbono en regiones como la del Ñandubay, cuya valoración del carbono secuestrado debe ser determinada por su alternativa de reemplazo.

La metodología propuesta permite analizar la evolución de los mercados de productos agropecuarios para ajustar las valoraciones, y también permite poder compararlas con las cotizaciones de los bonos de carbono. Al mismo tiempo se trata de una metodología que por su simplicidad puede utilizarse en diferentes regiones del país.

Existen algunos aspectos que deben ser analizados con detenimiento. En general se ha realizado la aplicación de la metodología aproximando cantidades y valores a través de grandes cuantificaciones, por lo que de disponerse de información precisa y detallada debe incorporarse la misma para ajustar las valoraciones a una zona o sistema en particular. No se ha incluido la tasa de crecimiento anual de las masas vegetales ya que no se dispone de esa información; por lo cual, de contar con ella, y suponiendo un stock creciente, producirá una reducción de los valores monetarios de la

tonelada de carbono. Por esta razón podría considerarse “a priori” que los resultados encontrados sobreestiman el valor verdadero del C secuestrado (Georgescu-Roegen 1996).

Otro aspecto se relaciona con la valoración de los activos. La deforestación agrega valor a los fines agrícolas, lo cual incrementa la cotización de la tierra desforestada en la región. Esta situación se produce aunque disminuya su productividad en general, y en especial en ambientes frágiles. A fin de determinar el valor puro del stock de carbono se consideró que el propietario de la tierra no la venderá y que mantendrá su patrimonio a perpetuidad, por lo cual el cambio en el valor de la tierra no fue incluido (Georgescu-Roegen 1996).

La metodología aproxima valoraciones del carbono secuestrado por el costo de evitar el desmonte; sin embargo, el bosque aporta otros servicios ambientales como la biodiversidad, la belleza escénica, la recreación y la regulación de cuencas (Penna y Cristeche 2008). Por esta razón, de contar con información dichos servicios deberían ser considerados como parte del costo de evitar el desmonte.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo originado y financiado por los Proyectos AEES1732 y ERIOS05 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. y H.S. Steinbach. 2006. Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Pp. 55-68. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Azqueta, D. 1994. Valoración económica de la calidad ambiental. Pp. 75-121. Editorial Mc Graw-Hill, Madrid, España.
- Azqueta, D. y A. Ferreiro. 1994. Análisis económico y gestión de recursos naturales. Pp. 51-72. Editorial Alianza. Serie Economía. Madrid, España.
- Azqueta, D. y L. Pérez. 1996. Gestión de los Espacios Naturales. La demanda de servicios recreativos. Pp. 173-187. Editorial. Mc Graw-Hill, Madrid, España.
- Braden, J. y C. Kolstad. 1991. Measuring the demand for environmental quality. Pp. 41-76. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Netherlands.
- Brizuela, A., J.D. Muñoz, C. Romero y S. Milera. 2003. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Inédito.
- Chambi, P. 2001. Valoración Económica de Secuestro de Carbono Mediante Simulación aplicado a la zona boscosa del Río Inambari y Madre de Dios. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.
- Engler, P. 2008. La localización de actividades agropecuarias en el Departamento Paraná de la Provincia de Entre Ríos: un modelo de optimización desde los costos de transporte. Tesis de Magister en Ciencias de la Universidad Nacional de Buenos Aires (UBA), Programa Economía Agraria, Buenos Aires Argentina.
- Engler, P., G. Vicente y R. Cancio. 2007. Evolución de la agricultura y la sustentabilidad a lo largo de un siglo en Entre Ríos. Pp. 19-31 en: Caviglia, O.P., O.F. Paparotti y M.C. Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- FAO. 1998 - FRA. 2000. Términos y definiciones. Departamento de Montes. Programa de Evaluación de los Documentos de Trabajo 1. Recursos Forestales. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. Pp. 17.
- Field, B. 1995. Economía Ambiental. Pp. 213-222. Editorial Mc Graw-Hill. Colombia.
- Folmer, H. y E. van Ierland. 1989. Valuation methods an policy making in environmental economics. Pp. 1-11 en: Studies in Environmental Science 36, Elsevier Science Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Fontaine, E. 1997. Evaluación Social de Proyectos. Undécima Edición. Pp. 69-121. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, Chile.

Georgescu-Roegen, N. 1996. La Ley de la Entropía y el Proceso Económico. Pp. 275-345. Fundación Argentaria, Madrid, España.

Gutiérrez, V.H. y G.J. Lopera. 2001. Valoración Económica de la Fijación de Carbono en Plantaciones Tropicales de *Pinus patula*. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.

Harberger, A. 1973. Evaluación de Proyectos. Pp. 41-45. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, España.

Hormaeche, J. y F. Mackenna. Sin fecha. Valoración de Proyectos y Empresas. Documento preliminar sin fecha, Escuela de Administración, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

Informe Regional Espinal. Segunda Etapa. Anexo II. 2007. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=4499 (último acceso 26/10/2010). Pp. 97.

Johansson, P. 1993. Cost-benefit analysis of environmental change. Pp. 101-110. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Loza Balbuena, I. 2001. Impacto del Mercado del Carbono en la Performance Económica de Proyectos Forestales. Estudio de Caso para *Pinus taeda* en Uruguay. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20/11/2001, Valdivia, Chile.

Martínez de Saavedra, J. y G. Sánchez. 2000. El proceso de cuantificación nacional de los sumideros de carbono en los sistemas forestales españoles. SPCAN-DGCN. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. Pp. 8.

Melo, O. 1994. Uso de Encuestas de Valoración Contingente para Valorar Beneficios Recreativos de Parques Urbanos: El Caso del Parque Bustamante. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía Departamento de economía agraria. Serie de Tesis de Pregrado. Santiago, Chile.

Moreno, J. 2004. Castilla y León y los Sumideros de Carbono. Comunidad autónoma de Castilla León, España. www.cescyl.es/pdf/coleccionestudios/Pkioto.pdf (último acceso 26/10/2010).

Muñoz, J., S. Milera, C. Romero y A. Brizuela. 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Paraná, Argentina.

Niclitschek, H. 1991. Una revisión de las metodologías de valoración económica para los recursos renovables y el medio ambiente. Banco Interamericano de Desarrollo-CEPAL- Universidad de Concepción Chile. Concepción, Chile.

Pearce, D. y R.K. Turner. 1995. Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente. Pp. 103-117. Celeste Ediciones, Madrid, España.

Penna, J. y E. Cristeche. 2008. La Valoración de Servicios ambientales: diferentes paradigmas. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. Documento de trabajo 2, Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.

Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos, Segunda Etapa. 2007. Inventario de Campo de la región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina.

Plan Mapa De Suelos, Convenio INTA Gobierno De Entre Ríos. 1986, 1990, 1993, 1995, 1998, 2000. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamentos: Feliciano, La Paz, Federal, Tala, Paraná, Villaguay, Provincia de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 3, 7, 11, 13, 17, 19, INTA Paraná. Ciudad de Paraná, Entre Ríos, Argentina.

Reyner, N. 2005. Secuestro de carbono en la biomasa arbórea del bosque nativo de la región del Espinal Entrerriano. Universidad de Córdoba. Córdoba, España.

Romero, C. 1994. Economía de los recursos ambientales y naturales. Pp. 42-51. Editorial Alianza, Madrid, España.

Romero, E.C. y J. Zufiaurre. 2006. Determinación del área ocupada por bosques nativos en la Provincia de Entre Ríos, mediante la aplicación de herramientas SIG. En Bases para la conservación de suelos y aguas en la cuenca del Río Paraná. Pp. 93-99 en: A. Paz González (ed.). Buenos Aires, Argentina.

Sabattini, R., M. Wilson, N. Muzzachiodi y F. Dorsch. 1999. Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. Revista Científica Agropecuaria 3:7-19. Paraná, Argentina.

Sabattini, R., N. Muzzachiodi y A. Dorsch. 2002 y 2003. Manual de prácticas de Manejo del Monte Nativo. Cátedra de Ecología, Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNER. Paraná, Argentina.

Tasi, H. y M. Wilson. 2007. Factibilidad del uso agrícola y ganadero de las tierras incorporadas a partir del desmonte en la Provincia de Entre Ríos. Pp. 47-58 en: Caviglia, O.P., O.F. Paparotti y M.C. Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.

Vicente, G. 1997a. Localización de Actividades Agropecuarias en la Región Pampeana Argentina (Algunas Reflexiones Interpretativas bajo la Teoría Clásica. Cátedra de Teoría de la Localización de Actividades Económicas. Doctorado de Economía. Universidad de Lleida, España-Universidad Internacional SEK, Chile.

- Vicente, G. 1997b. Estudio de las condiciones económicas de la tierra agrícola en Tandil, República Argentina. Uso de Metodología de Precios Hedónicos en el Mercado de Arriendo (Alquiler) de tierras para trigo. Pp. 8-16. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía Departamento de economía agraria. Serie de Tesis Nro. 74, Santiago, Chile.
- Vicente, G., P. Engler y P. Rodríguez. 2007a. Políticas públicas en Entre Ríos y la conservación del suelo. Pp. 19-31 en: Caviglia, O.P., O.F. Paparotti y M.C. Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Vicente, G., P.L. Engler, G. Villanova y P. Rodríguez. 2007b. Análisis de legislación ambiental: el caso de la Ley de Conservación de Suelos de Entre Ríos. XXVIII Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria, Mendoza. Argentina.

Capítulo 26

SECUESTRO DE CARBONO Y FORESTACIÓN EN LA PATAGONIA ANDINA

Pablo Laclau

Departamento de Agronomía, INTA EEA Balcarce. Email: placlau@balcarce.inta.gov.ar.

Resumen. La capacidad de los bosques para capturar carbono atmosférico es ampliamente reconocida por contribuir a la mitigación del cambio climático. En el noroeste de la Patagonia, la forestación con pinos secuestraría una cantidad importante en la biomasa durante su desarrollo, según el manejo y la productividad del sitio. En este estudio se aplicó un modelo de simulación dinámico de una forestación de pino ponderosa, a fin de analizar: i) la magnitud y partición del carbono secuestrado, ii) la adicionalidad de carbono con respecto a la línea base, y iii) el resultado económico de la venta de “certificados temporarios de reducción de emisiones” (tCERs), combinado con la producción de madera. En una rotación en un sitio de calidad media ($IS_{20\text{años}}=15$), la producción de madera alcanzó 374 m³/ha, distribuida en diferentes productos y oportunidades, y las ventas de tCERs fueron de 1093 Mg/ha de CO₂ equivalente. La forestación acumuló un área basal de 49.1 m²/ha, y una biomasa de 127.6 Mg/ha, distribuidos en su parte aérea (111.9 Mg/ha) y las raíces (15.7 Mg/ha). El mantillo acumulado alcanzó 45.0 Mg/ha. El análisis económico arrojó beneficios positivos para proyectos forestales de secuestro de carbono basados sobre el Mecanismo de Desarrollo Limpio, del Protocolo de Kyoto. Se destaca la utilidad del análisis sistémico para evaluar la producción de este servicio ambiental en términos ecológicos y económicos.

INTRODUCCIÓN

La contribución de los bosques a la mitigación del cambio climático es reconocida por su capacidad para absorber y mantener grandes cantidades de carbono en sus compartimientos bióticos y abióticos (Perry 1994, Gucinski et al. 1995). Los bosques contienen tres cuartas partes del carbono total almacenado en la vegetación terrestre (Perry 1994), y aunque en su conjunto se consideran fuentes netas de carbono debido a la deforestación, en el nivel regional pueden ser sumideros importantes (Cooper 1982, Brown et al. 1989, Gucinski et al. 1995). Como el secuestro de carbono está asociado a la velocidad de crecimiento, los bosques jóvenes tendrían una alta tasa de captura (Hoover et al. 2000). La forestación con especies de rápido crecimiento sería más ventajosa que otras soluciones propuestas para la mitigación del cambio climático (Ley y Sedjo 1995) al promover tanto la captura de carbono como el reemplazo de fuentes contaminantes (e.g., el cemento y los derivados del petróleo), y su almacenamiento en productos de madera durables (ver Richter en Kohlmaier et al. 1998). Algunas estimaciones globales de la última década cuantificaban en 345 millones de hectáreas la superficie disponible para la forestación en gran escala, las cuales podrían absorber hasta un cuarto de las emisiones producidas por combustibles fósiles (ver Schopfhauser en Kohlmaier et al. 1998); es decir, algo más de lo que en la actualidad se pierde por deforestación (Cannadell et al. 2000). Queda claro que la forestación no alcanzaría para restablecer el balance de carbono atmosférico, pero podría formar parte de una estrategia combinada para la solución del problema del cambio climático (Cooper 1982, ver Schopfhauser en Kohlmaier et al. 1998, Bravo et al. 2008). Waring y Running (1998) destacan que dados los costos elevados de los hidrocarburos, el uso de energía a partir de madera puede ser una alternativa importante para la sustitución de combustibles fósiles. Los avances tecnológicos recientes en la fabricación de biocombustibles a partir de madera reforzarían el papel de las forestaciones en la mitigación del cambio climático (Hall y Gifford 2007). Por otro lado, Solberg (2004) plantea que las decisiones económicas serán las que principalmente definirán el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático y, por lo tanto, los proyectos deben ser evaluados y comparados con otras alternativas, tanto desde el punto de vista ecológico como desde el económico.

Con la firma del Protocolo de Kyoto (PK) en la 3ª Conferencia de las Partes (CoPV) (UNFCCC 1997), los países desarrollados se comprometieron a reducir las emisiones domésticas de gases de efecto invernadero (GEI), y de manera complementaria en países en desarrollo (firmantes del PK) hospedantes de proyectos generadores de “certificados de reducción de emisiones” (CERs) (Cannadell et al. 2000)¹. En el sector de uso del suelo, la forestación y reforestación son actividades aceptables para implementar en países sin compromisos de reducción, si a la generación y venta CERs se asocian otras contribuciones al desarrollo sustentable, bajo las reglas del Mecanismo para el Desarrollo Limpio (MDL) (UNFCCC 1997). Si bien la forestación constituye una contribución parcial y limitada, dado que sólo compensaría una parte del carbono antropogénico emitido, con una remoción temporal y no permanente, su costo de implementación es menor al de otras opciones de reducción de GEI (Ley y Sedjo 1995). Además, en el mediano plazo permitiría absorber grandes volúmenes de CO₂ atmosférico, lo cual permitiría “ganar tiempo” en la búsqueda de soluciones energéticas limpias alternativas. Desde la perspectiva de la empresa, la generación y venta de CERs podría ser una opción para mejorar la rentabilidad actual de las forestaciones.

¹ Información completa sobre el Protocolo de Kyoto, los mecanismos de mitigación establecidos y las resoluciones emergentes de este acuerdo en el marco de la Convención Marco de Cambio Climático puede obtenerse en las páginas www.unfccc.int y también en www.ambiente.gov.ar.

En el noroeste de la Patagonia, las estepas y matorrales del ecotono entre los bosques mesofíticos de *Nothofagus spp.* y el semidesierto patagónico conforman el límite oriental de distribución de suelos alofánicos (andosoles). En general, estos suelos son aptos para la implantación de coníferas (Colmet-Daage et al. 1988). En esa zona, la forestación con pinos, en su mayoría pino ponderosa, (*Pinus ponderosa*), tendría implicancias positivas en la fijación de carbono (de Koning et al. 2002). Gran parte de las aproximadamente 80000 ha forestadas en el oeste de Neuquén, Río Negro y Chubut (datos estimativos de dependencias forestales de Río Negro y Chubut, SAGPyA 2001, Provincia de Neuquén 2008) han reemplazado estepas arbustivo-graminosas. Si se tiene en cuenta que la mayor parte de las estepas del ecotono se encuentran muy afectadas por el pastoreo de ganado doméstico y silvestre, la forestación con pinos adicionaría una cantidad importante de biomasa durante su desarrollo, y su crecimiento dependerá de la productividad de los sitios ocupados.

En esta zona, la calidad de sitio para forestar se encuentra estrechamente relacionada con los tipos edáficos (Girardin y Broquen 1995, Irisarri et al. 1997a, 1997b, Colmet-Daage et al. 1998). Un indicador común de la productividad forestal para una especie determinada es el “índice de sitio” (IS), suponiéndose que este indicador es denso-independiente en un rango de densidades amplio (Häggglund 1981, Thrower 1989, Vanclay 1994)². Andenmatten y Letourneau (1997) sobre la base de los IS observados para pino ponderosa en la región, ajustaron curvas de crecimiento de altura dominante (H) del rodal en función de la edad. Con esta variable y la densidad relativa (DR)³ del rodal (Curtis 1982) es posible proyectar el crecimiento volumétrico (Andenmatten y Letourneau 2003). Por otro lado, el manejo de la rotación ha sido descrito por distintos autores (Burschel y Rechene 1995, Gonda 1998, Laclau et al. 2002a), y otros estudios han evaluado la biomasa y el carbono secuestrado en plantaciones de pino ponderosa (Laclau 2003, Noretto et al. 2006, Loguercio et al. inédito).

Dinámica del secuestro de carbono

Aunque la comprensión de la dinámica del carbono permite identificar variables clave para su manejo aplicado a la mitigación del cambio climático (Cannadell et al. 2000), aún resulta insuficientemente conocida (Arneeth et al. 1998). La diversidad de variables que intervienen y las diferentes dimensiones del análisis (biológicas, económicas, sociales) vuelven necesario construir modelos que permitan conceptualizar y comprender las relaciones de este sistema complejo (Lugo y Morris 1982, France y Thornley 1984).

En un sistema forestal, el carbono acumulado en un momento dado (C_t), es un balance entre el estado previo (t_i-t_{i-1}) y las entradas y salidas ocurridas subsecuentemente (ecuación 1):

$$\text{Stock C (C}_t\text{)} = \text{Stock inicial (C}_{t_0}\text{)} + \text{fijación (C/dt)} - \text{escape (C/dt)} \quad (1)$$

² El índice de sitio se define como la altura promedio de los cien árboles más gruesos por hectárea (Assman 1970) a una edad de referencia a la altura del pecho (EAP), que se indica junto a la sigla (IS); por lo general, es de 25, 50 ó 100 años.

³ La densidad relativa de Curtis (DR) es un concepto análogo al de índice de densidad del rodal (IDR) (Reineke 1933), del cual deriva, que relaciona el área basal observada de un rodal con el área basal normal o máxima esperada de una especie (Daniel et al. 1979). Se expresa en forma adimensional, y se calcula como $DR = AB \cdot dap_c^{-1/2}$ [AB: área basal (m²); dap_c: dap medio cuadrático (cm)]. Para pino ponderosa en la región, el máximo observado ha sido DR=20 (E. Andenmatten, comunicación personal).

Su estimación requiere la aplicación de diferentes métodos de muestreo que den cuenta del contenido de los distintos compartimientos entre los que se distribuye el carbono en el sistema suelo-plantas (ecuación 2):

$$C_t = \sum_{i=a}^c \sum_{j=d}^n C_{ij} \tag{2}$$

donde

C_t = carbono total

C_{ij} = carbono de la fracción j en el compartimiento i , para $i=a$: biomasa, b : detritos y c : suelo; y para $j=d$: follaje, e : ramas, f : fuste, g : raigón y h : raíces laterales (cuando $i=$ biomasa); i : material leñoso grueso (despunte y tocones), j : ramas y conos, k : hojarasca (cuando $i=$ detritos); l : suelo orgánico (horizonte 0), m : suelo mineral superficial, n : suelo mineral profundo (cuando $i=$ suelo).

Por otro lado, el crecimiento de la biomasa forestal depende de productividad del sitio. La biomasa viva se distribuye en los compartimientos aéreos y subterráneos, y a medida que los órganos vegetales mueren son transferidos al suelo, al cual se incorporan por mineralización. Los disturbios (manejo, herbivoría, incendios, erosión de suelos) modifican la partición del carbono dentro del sistema o, junto con la respiración auto y heterotrófica, promueven su salida (Figura 1).

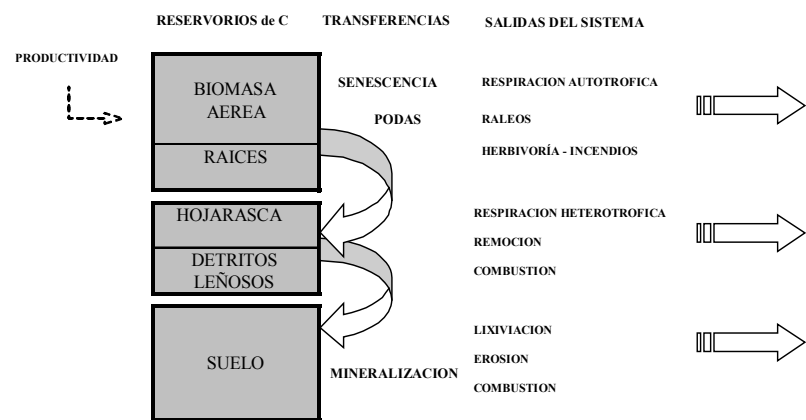


Figura 1. Reservorios de carbono en un ecosistema forestal (cajas sombreadas), cuya dimensión es función de la productividad (flecha punteada), transferencias internas (flechas curvas) y salidas (flechas blancas).

En este estudio se aplicó un modelo de simulación del crecimiento del volumen de madera y la biomasa en una forestación de pinos, a partir del cual se analizaron: i) la magnitud y partición del secuestro de carbono, ii) la adicionalidad de carbono con respecto a un ecosistema de referencia o línea base, de estepa arbustivo-graminosa, y iii) el resultado económico de la venta de CERs combinado con la producción de madera. El sistema evaluado se restringió a los componentes bióticos (biomasa viva y muerta, en pie o en el suelo, excepto raíces finas) de forestaciones de

pino ponderosa que reemplazaron estepas arbustivo-graminosas de coirón blanco y amargo (*Festuca pallescens* y *Stipa* spp.), neneo (*Mulinum spinosum*) y abrojo (*Acaena splendens*), que crecen sobre suelos volcánicos entre las isohietas anuales de 500 y 1500 mm, aproximadamente. En la simulación no se consideraron los “escapes” de carbono (“leakage”), que pueden ser proyecto-específicos (e.g., ocasionados por desplazamiento de ganado a otros sitios, cercado, quema de residuos, procesos erosivos, etc.) o causados por contingencias ambientales (i.e., incendios, plagas). Los escapes causados por contingencias ambientales estarían minimizados a través de las inversiones en protección y manejo. Tampoco se consideraron cambios en el carbono orgánico del suelo debido al cambio de uso, ya que no se han verificado diferencias significativas entre ambos ecosistemas en la región (Laclau 2006).

MÉTODOS

Simulación de la dinámica forestal y análisis económico

Para la simulación de la dinámica forestal se combinó i) un algoritmo de proyección de crecimiento de forestaciones de pino ponderosa (Andenmatten y Letourneau 2003) con ii) funciones alométricas DR-biomasa, ajustadas para las distintas fracciones arbóreas (Laclau 2006). De manera adicional, iii) se estimaron los aportes y salidas de mantillo sobre la base de información secundaria acerca de su dinámica, dado que aún no se cuenta con información local suficiente (Smith y Hinkley 1995, Landsberg y Gower 1997, Barrera et al. 2004). Por último, iv) se estimó la biomasa de las especies principales de la estepa en función de observaciones de cobertura media y ecuaciones cobertura-biomasa (Laclau 2006). Estos elementos fueron organizados en un modelo con el programa Stella® (High Performance Systems Inc.), que desarrolla el sistema en un diagrama de flujos, estados y variables auxiliares interrelacionados, y también en forma ecuacional.

Para la evaluación económica, las salidas de producción del modelo se procesaron en un sistema de planillas de cálculo adaptado de Laclau et al. (2002b), y se calculó el “valor actual neto” (VAN), la “relación beneficio/costo” (B/C) y la “tasa interna de retorno” (TIR), indicadores usuales en el análisis de proyectos (Nautiyal 1988, Duerr 1993, Frank 1998). Se evaluaron para un rango de IS=10-20; i) rotaciones manejadas con “producción de madera únicamente” y ii) rotaciones manejadas con “producción de madera y venta de CERs”.

En síntesis, con el modelo de rendimiento y utilizando la calidad de sitio y el manejo (densidad de plantas) se simula la dinámica del rodal (Figura 2), que genera como salida el volumen de fuste producido, entre otras variables. Este rendimiento se transforma en productos comerciales mediante la aplicación de funciones de forma de fuste. Por otro lado, con funciones de biomasa del rodal (aplicadas a la salida del modelo) y estimaciones de biomasa de las estepas de reemplazo se calcula el balance de carbono y la producción de este servicio. Por último, ambas producciones (cajas de la Figura 2), son analizadas en términos económicos por medio de métodos de evaluación de inversiones.

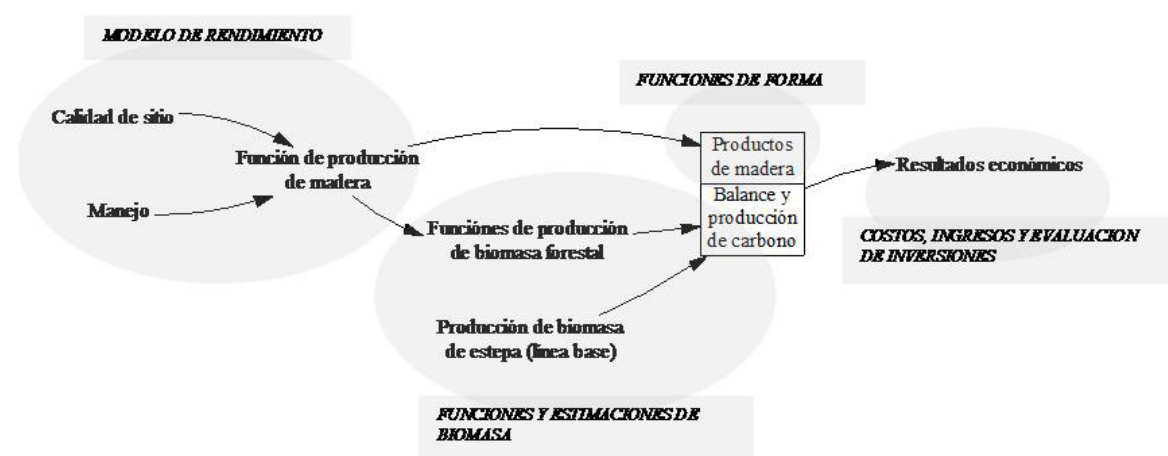


Figura 2. Flujo de información e instrumentos aplicados para el cálculo de producción y evaluación económica (ver explicación en el texto).

SUPUESTOS DE CÁLCULO UTILIZADOS EN LA SIMULACIÓN

Producción de madera y secuestro de carbono

Las plantas crecen a razón de 0.20 m/año durante los primeros cinco años (Letourneau y Andenmatten 2002), hasta que alcanzan la altura del pecho (1.30 m). A partir de esa edad comienza a operar en el modelo el crecimiento en función del índice de sitio (IS) y la densidad de plantas (Laclau et al. 2002a). Este supuesto sobre crecimiento inicial de las forestaciones depende de factores tales como el desarrollo de las plantas en el vivero (Contardi 1999), las técnicas de plantación, la competencia interespecífica (Letourneau y Andenmatten 2002, Davel et al. 2006), el impacto de lagomorfos (Bonino 2009) o la sequía estival en los primeros años (Andenmatten y Letourneau 2008).

Se considera que no ocurren pérdidas iniciales de plantas, o si ocurren, su reposición temprana no modifica el crecimiento del rodal. Tampoco se verifican pérdidas durante la rotación, suponiendo que las plantaciones suelen manejarse deliberadamente para prevenir mortalidad por competencia. Es decir que no se alcanzan densidades críticas de autoraleo (Daniel et al. 1979, del Río et al. 2001). Por ello, las únicas salidas de individuos son debidas a los raleos o a la cosecha final.

El crecimiento compensatorio posterior al raleo no modifica la tasa de crecimiento del rodal. Este supuesto es aceptable en tanto se supone que: i) se realizan raleos "por lo bajo", es decir, se extraen en cada vez las plantas oprimidas, que no afectan al crecimiento de los árboles dominantes (Vanclay 1994), y ii) las plantas remanentes co-dominantes o intermedias (que reaccionan positivamente al raleo) compensan de manera proporcional la pérdida de plantas removidas.

Las acículas, cuya longevidad media estimada es de 4-5 años (Smith y Hinckley 1995), comienzan a incorporarse al mantillo a partir del quinto año de plantación, a una tasa anual del 20% (aplicada al follaje existente cinco años antes). Otras transferencias de hojas de la copa al mantillo son las "podas", contabilizando 3250 g/planta, y 7315 g/planta para una primera y segunda poda, respectivamente (estimaciones de peso seco sobre una simulación de podas; G. Cortés, datos sin publicar), y también los "raleos", cuya cuantía es proporcional al cambio de densidad relativa del rodal.

Se realizan dos podas durante la rotación. La primera (a los 9 cm de DAP), comprende la totalidad de las plantas del rodal; la segunda (a los 17 cm de DAP), sólo el 60%. Se considera que las podas no modifican la tasa de crecimiento del rodal bajo una intensidad de intervención menor a 50% de la copa viva. Por debajo de este umbral, los efectos sobre el crecimiento suelen considerarse leves (Barrett 1968, Daniel et al. 1979, Waring 1991, Gonda y Cortés 1995, Pérez Truffello y Peters Nario 1997, Davel y Salvador 2004).

La hojarasca acumulada se descompone a una tasa de 20% anual. A esta tasa se descuenta la hojarasca acumulada durante sucesivos períodos anuales, generando una función exponencial de decaimiento de esta fracción [$Y=Y_0 \cdot e^{-kt}$, donde, Y =estado de acumulación de hojarasca en un momento determinado (g); Y_0 =estado inicial (g); k =coeficiente de decaimiento (años⁻¹), y t =tiempo (años)], por lo general utilizada para evaluar la descomposición del mantillo (Landsberg y Gower 1997, Barrera et al. 2004). Al ajustar esta función, generada con el algoritmo del modelo Stella, se obtuvo un valor $k=0.223$, similar al mencionado en bibliografía para este tipo de material (Landsberg y Gower 1997). La inversa de k es el tiempo de residencia de la hojarasca, en este caso de 4.48 años.

Se realizan dos raleos durante la rotación. Su oportunidad se establece en función de umbrales de ocupación del sitio, expresados a través de la DR. El umbral superior fue $DR=9$ (45% de la ocupación máxima), y se simula un pulso de raleo al alcanzarlo, que se detiene al llegar al inferior $DR=6$ (30% de la ocupación máxima). La plantación crece entre ambos umbrales hasta alcanzar el diámetro objetivo de corta final (40 cm DAP), y entonces cesa la simulación. En este rango de ocupación se sostiene la cobertura total de copas del rodal sin alcanzar valores críticos de mortalidad por autoraleo (Long 1985).

Las ramas se incorporan al mantillo solamente en ocasión de las podas y los raleos. El peso seco de las ramas caídas, estimado a partir del estudio mencionado (G. Cortés, datos sin publicar), es de 2783 g/planta y 9815 g/planta para la primera y segunda poda, respectivamente. Los aportes de ramas desde la copa por raleos, son proporcionales al cambio de densidad relativa.

Los despuntes, troncos y tocones (residuos de cosecha) que se incorporan al mantillo en los raleos, equivalen a 50% de la biomasa de fuste total cosechada, y esta remoción es proporcional al cambio de densidad relativa. Este coeficiente, que en la práctica es muy fluctuante, depende del destino industrial de la producción y de la calidad de operación. Así, por ejemplo, Fischlin (1996) cita eficiencias de cosecha de 40% en bosques templados centroeuropeos (es decir, 60% de residuos de fuste). En bosques tropicales esta proporción de residuos pueden ser mucho más alta. Basados en numerosos datos de inventarios forestales en Centro y Sudamérica, Brown et al. (1989), encontraron relaciones entre la biomasa total aérea y la biomasa comercial (cosechada) de 1.75:1 en un rango de 1.6:1 a 2:1.

Las raíces (i.e., raigones y raíces laterales), cuya incorporación como detritos ocurre bajo la superficie, se suman al mantillo leñoso en ocasión de los raleos, también en forma proporcional al cambio de densidad relativa.

El mantillo leñoso se descompone a una tasa del 5% anual. Caben aquí las mismas consideraciones que las mencionadas para la descomposición de hojarasca. En este caso, la función exponencial ajustada, arrojó un coeficiente $k=0.051$ (tiempo de residencia=19.49 años), valor que se encuentra en el rango de los reportados por Barrera et al. (2004) para material leñoso grueso de pinos templados en el Hemisferio Norte (k entre 0.042 y 0.055).

Análisis económico

Los costos de manejo correspondieron a tareas de plantación/reposición, podas, raleos, protección anual y corta final. Los ingresos por ventas de madera corresponden a rollizos puestos en planta de distintas clases de productos (aserrables y no aserrables), a precios corrientes. Las clases maderables se definieron utilizando funciones locales de forma de fuste, basadas sobre el diámetro medio de los fustes extraídos (P. Laclau, datos sin publicar).

Los costos de manejo y los precios de la madera (datos de agosto a octubre de 2009) corresponden a información de plaza en el sur de Neuquén (Aserradero Antulemu S.A., CORFONE S.A., M. Mazzuchelli, comunicación personal), y a costos de generación de CERs y precios de venta informados por expertos en MDL (N. Furuta, comunicación personal).

Las ventas de CERs bajo las reglas del MDL, pueden realizarse bajo dos modalidades: con certificados de corto plazo, que acreditan un secuestro temporario de 5 años (tCERs) o certificados de largo plazo (lCERs), que prevén una duración de 20 ó 30 años. La elección de una u otra forma es opcional de cada proyecto, y los precios no varían sustancialmente en la actualidad (W. Oyhantçabal, comunicación personal). En el análisis se consideró la venta de tCERs, iniciándose a partir del año 5, y valorizados a un precio relativamente conservador (2.50 U\$/Mg de CO₂ equivalente⁴).

La venta de CERs genera costos asociados a su acreditación formal y transacción. Los costos son los siguientes: i) la formulación del proyecto forestal incluyendo los estudios de línea base y plan de monitoreo, ii) la validación del proyecto por una Entidad Operacional Designada (EOD); iii) el registro ante la Junta Ejecutiva del Mecanismo de Desarrollo Limpio, iv) la verificación y certificación, en cada período preestablecido en el proyecto aprobado, v) el pago proporcional a los CERs generados al Fondo de Adaptación al Cambio Climático (ONU) y vi) las comisiones sobre ventas. Todos estos costos fueron aplicados a las rotaciones evaluadas (con datos de W. Oyhantçabal, comunicación personal, y A. Neuenschwander, comunicación personal).

Los beneficios de promoción forestal, que incluyen pagos subsidiarios de costos de plantación, poda y raleo, no son incompatibles con la venta de CERs (este aspecto aún requiere de modificaciones reglamentarias de la Ley N° 25.080 de promoción a la forestación).

⁴ La magnitud de reducción de emisiones o secuestro de carbono se expresa en unidades de CO₂ equivalente. Un CER (=una tonelada de CO₂ equivalente) representa la remoción de aproximadamente 0.27 Mg de carbono, ya que el peso de una molécula de CO₂ es igual a 44 (pesos atómicos: C=12; O=16). De manera inversa, un Mg de carbono equivale a 3.67 Mg de CO₂. El precio supuesto es consistente con los pagados por el Fondo de Biocarbono del Banco Mundial en proyectos de mitigación de pequeña escala (wbcarbonfinance.org/Router.cfm?Page=BioCF&ItemID=9708&FID=9708) (último acceso: 14/11/2010).

La tasa de descuento calculatoria fue del 6%, y se encuentra dentro del rango de uso para evaluar la actividad (Laclau et al. 2002a). En esta tasa se encuentran implícitos el rendimiento real anual esperado y una tasa descuento por riesgos (ambientales, de mercado) asociados (Nautiyal 1988, Laclau et al. 2002a).

RESULTADOS

Producción de madera y secuestro de carbono

Al cabo de una rotación en un sitio de calidad media ($IS_{20años}=15$), la producción de madera alcanzó 374 m³/ha, distribuida en diferentes productos y oportunidades (Tabla 1); la acumulación de carbono fue 293 Mg/ha de CO₂ equivalente (=80 Mg/ha), y las ventas de tCERs, de 1093 Mg/ha de CO₂ equivalente. La forestación acumuló un área basal de 49.1 m²/ha, y una biomasa de 127.6 Mg/ha, distribuidos en su parte aérea (111.9 Mg/ha) y las raíces (15.7 Mg/ha). El mantillo acumulado (hojarasca y material leñoso) alcanzó 45.0 Mg/ha, aunque en la cosecha una fracción importante de la biomasa cortada se habría incorporado al mantillo en una proporción que depende del manejo de residuos practicado, no evaluado en esta simulación. Otros resultados se indican en la salida de simulación del Anexo 1.

Tabla 1. Crecimiento del rodal en una rotación en diámetro promedio a 1.30 m [DAP (cm)], volumen de fuste [VOL (m³/ha)] e incremento medio anual [IMA (m³.ha⁻¹.año⁻¹)], producción de madera (m³/ha) total y por clase de producto (madera industrial selecta o estructural, madera redonda no industrial y leña), carbono acumulado (C_{acum} Mg/ha) y CERs vendidos periódicamente [VENTAS tCERs (Mg/ha)]. Se indican los valores de diámetro y volumen, antes y después de cada intervención.

ACTIVIDAD		CRECIMIENTO				MADERA					CARBONO	
		EDAD	DAP	VOL	IMA	TOTAL	RENDIMIENTO POR CLASE				Cacum	VTAS tCERs
							Selecta	Estruct	Redonda	Leña		
PLANT./ REP.		12										
1ra PODA	pre	8	8.9	13.0	1.6							
	post	9	10.3	18.9								
		10									23.2	85.1
2da PODA	pre	15	17.1	76.8	5.1						44.5	163.3
	post	16	18.0	89.5								
		20									75.1	275.8
1er RALEO	pre	21	22.0	162.5	7.7							
	post	22	25.6	92.7		70	0	28	37	5		
		25									70.6	259.0
2do RALEO	pre	30	31.8	203.1	6.8							
	post	31	34.1	99.6		104	0	58	42	3		
											73.2	
CORTA	pre	39	40.0	200.3	5.1							
	post	39	0.0	0.0		200	30	111	55	3	79.9	
Totales						374	30	197	134	12		1093.5
%						100%	8%	53%	36%	3%		

Dinámica de la biomasa y el mantillo

En la Figura 3 se muestra la evolución de la biomasa aérea, subterránea y mantillo (Figura 3a) y la total (Figura 3b), respecto de la línea base. En oportunidad de los raleos, la biomasa arbórea decreció de manera abrupta, con el consecuente incremento del mantillo (Figura 3a). Las podas también produjeron el mismo efecto, aunque el decrecimiento de la biomasa aérea fue menos evidente en la curva. En forma gráfica, el secuestro adicional de carbono de la forestación es la diferencia entre ambas áreas sombreadas de la Figura 3b, que en el caso de la forestación simulada alcanzó al turno un valor una remoción de 293 Mg/ha de CO₂ equivalente. Sin embargo, en el “promedio de la rotación” el carbono adicionado fue de 180 Mg/ha de CO₂ equivalente, cifra que representa la contribución “efectiva” de la plantación de pinos a la mitigación del cambio climático durante todo el período.

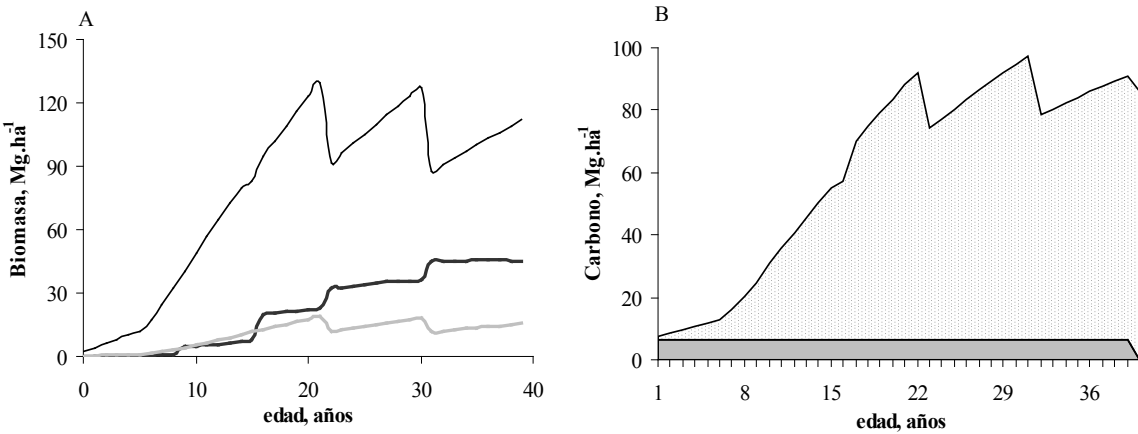


Figura. 3. Biomasa y de carbono en la rotación forestal en un sitio de calidad media (IS=15). En el gráfico A se muestran la biomasa aérea acumulada (línea de fina superior), el mantillo (línea gruesa oscura) y las raíces (línea gruesa clara). Las fluctuaciones observadas son consecuencia de las podas y los raleos. En el gráfico de áreas B se indica la acumulación de carbono sumando los mismos componentes de la forestación (área sombreada clara) y la de la estepa (sombreado oscuro), cuya biomasa se supuso estable.

La acumulación de hojarasca y de mantillo leñoso fue muy diferente durante la rotación (Figura 4). En el caso de la hojarasca (curva 1 del panel izquierdo), la acumulación fue creciente, con aportes importantes en cada intervención (indicadas con flechas), en tanto que el mantillo leñoso (curva 1 del panel derecho), conformado por “ramas, raíces, tocones y despuntes caídos” aumentó sólo al momento de podas y raleos. La curva de caída anual de acículas (curva 2, panel izquierdo) mantuvo una tendencia similar a la de acumulación de hojarasca (ya que se la supuso como una proporción de la hojarasca) pero con un retardo de 5 años, longevidad media estimada del follaje verde. Por ello experimentó picos de caída cinco años después de cada poda o raleo, debido a la reducción de biomasa de copas en aquellos momentos. La tasa de descomposición (curva 3, panel izquierdo), al suponerse como una proporción constante de la hojarasca acumulada, mantuvo una forma similar. En tanto, los incrementos de detritos leñosos fueron contrarrestados de forma parcial por la descomposición anual (curva 2, panel derecho). Como resultado de la acumulación de ambos tipos de mantillo se obtuvo una curva de mantillo (total) de la forma graficada en la Figura 3.

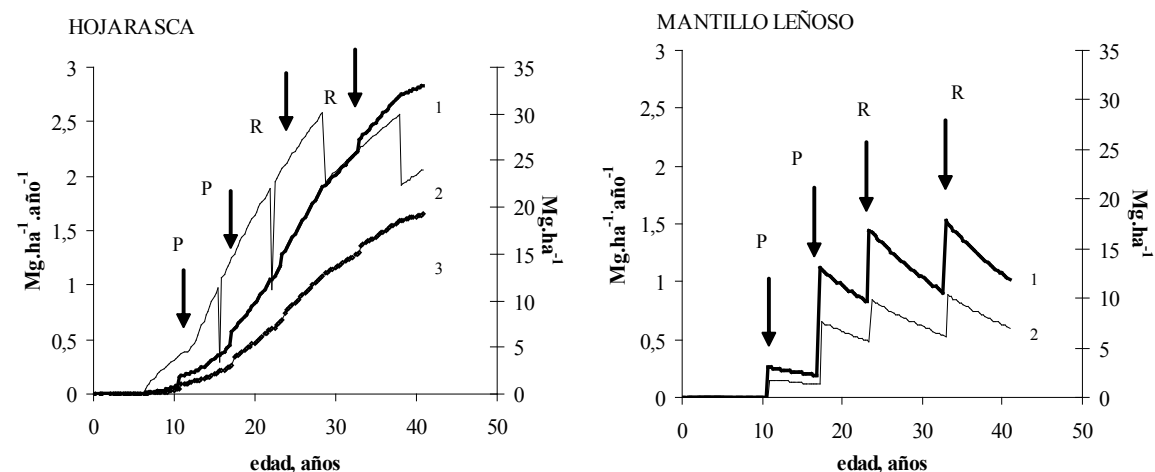


Figura 4. Dinámica de la hojarasca y el mantillo leñoso. Los aportes por podas (P) y raleos (R) se indican con flechas verticales. La hojarasca (Mg/ha) y su incremento anual y descomposición ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) se representan respectivamente en las curvas 1, 2 y 3 del gráfico correspondiente. En el panel de la derecha se indica la tendencia del mantillo leñoso (curva 1, Mg/ha) y del nivel de descomposición anual (curva 2, $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$).

Rotación y calidad de sitio

En situaciones de diferente calidad de sitio, los valores al final de la rotación fueron similares, ya que el cambio de calidad de sitio modificó la tasa anual de crecimiento modificando la oportunidad de intervenciones, pero no su rendimiento, ya que respondió a los mismos parámetros de manejo asumidos. Como resultado de ello, las curvas mantuvieron la misma forma, desplazándose hacia la derecha sobre el eje de abscisas (Figura 5).

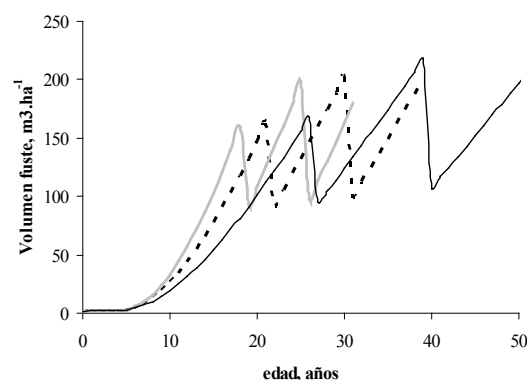


Figura 5. Volumen acumulado en rotaciones en sitios de diferente productividad: $IS_{20}=18$ (línea gruesa, clara), $IS_{20}=15$ (línea de puntos) e $IS_{20}=12$ (línea fina, llena). A medida que decrece el IS la rotación se extiende, aunque el rendimiento se mantiene.

En términos anuales, el potencial de secuestro de carbono de la forestación alcanzaría un máximo de 10 Mg/año de CO_2 equivalente para turnos de aproximadamente 30 años, hasta menos de 5 toneladas anuales en sitios de baja productividad que deparen turnos largos (Figura 6). En cada curva de la figura, la biomasa (o el carbono) acumulados alcanzaron el mismo nivel al cabo de la rotación.

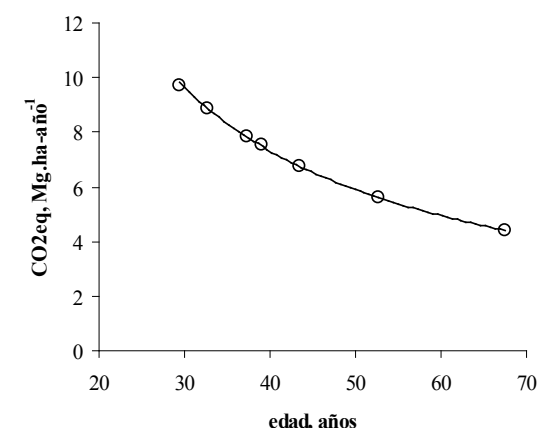


Figura 6. Variación de la tasa anual media de carbono secuestrado en función de la duración de la rotación.

Resultados económicos

El análisis económico de la rotación arrojó una TIR de 11.3% para la venta combinada de madera y tCERs, y de 6.8% para madera únicamente. Los valores de los tres índices financieros calculados se presentan en la Tabla 2. La diferencia entre estas medidas de ambas alternativas (madera vs. madera más tCERs) representa la adicionalidad financiera del secuestro de carbono.

Tabla 2. Resultados de la evaluación financiera. VAN (\$/ha), B/C y TIR de rotaciones con venta de madera únicamente o con venta de madera y carbono, bajo precios corrientes y según índice de sitio (IS).

IS	Venta de madera únicamente			Venta de madera y tCERs		
	VAN	B/C	TIR	VAN	B/C	TIR
10	-1330	0.61	1.1%	259	1.06	6.9%
12	-508	0.86	4.4%	1461	1.36	9.6%
14	36	1.01	6.2%	2197	1.47	10.7%
15	260	1.06	6.8%	2565	1.53	11.3%
16	386	1.08	7.2%	2847	1.57	11.9%
18	650	1.14	7.9%	3196	1.62	12.5%
20	1167	1.27	9.8%	3822	1.81	14.2%

Al sensibilizar lo precios y la calidad de sitio, los extremos del análisis arrojaron valores máximos y mínimos de TIR de 15% ($IS=20$, venta de madera y tCERs, altos precios relativos) y 0.6% ($IS=10$, venta de madera únicamente, bajos precios relativos) respectivamente. En la Figura 7 se muestran los valores de TIR calculados según calidad de sitio. Los grupos de tres líneas en cada gráfico, representan escenarios de precios de carbono y madera “altos, medios y bajos” (los extremos con un desvío de 10% del valor medio).

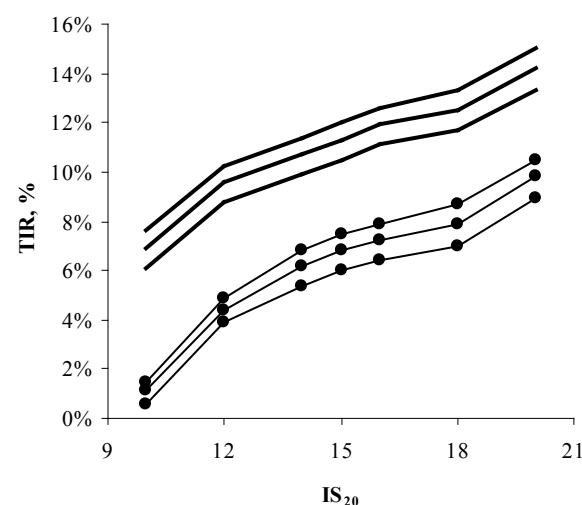


Figura 7. Tasa Interna de Retorno (TIR) de diferentes simulaciones de una rotación de pino ponderosa en varias calidades de sitio ($IS_{20 años}$). En el gráfico, con línea fina y círculos llenos se presentan curvas de estimación de la TIR para la alternativa de venta de madera únicamente, y con líneas gruesas la de venta de madera y CERs. En cada conjunto de (3) líneas, la línea media representa la curva de TIR con precios actuales y las líneas superior e inferior, los resultados calculados con precios 10% superiores o inferiores, respectivamente.

Más allá del nivel de precios o de la venta de CERs, las curvas de TIR muestran un cambio importante en la rentabilidad en sitios de índices bajos ($IS_{20}=10$ a 12), una tendencia a estabilizarse en sitios de calidad media ($IS_{20}=14$ a 18) y un incremento fuerte en los sitios de $IS>18$. Además, las diferencias entre ambos grupos de curvas (madera únicamente o madera y tCERs) se reducen conforme aumenta la calidad de sitio. En el extremo inferior, los proyectos con venta de madera en sitios de baja calidad, aproximan su rentabilidad a 0.

DISCUSIÓN

Magnitud, partición y adicionalidad del carbono secuestrado

La simulación del crecimiento y las funciones aplicadas (Figura 2) permitieron estimar la evolución la producción de biomasa forestal y su participación en las fracciones aéreas (biomasa aérea de los árboles, mantillo) y subterránea (raíces). La biomasa total producida al final de la rotación, 173 Mg/ha, excede en un orden de magnitud al de las estepas (Anexo 1), lo cual demuestra la importante adicionalidad de carbono de la forestación. Si bien no se incluyeron escapes ("leakage") de carbono, esta evaluación también excluyó otros factores que podrían haber aumentado la adicionalidad calculada (e.g., la persistencia de la vegetación natural durante los primeros años de la rotación, el aporte de las raíces finas de los árboles, o los escapes de carbono de la línea base durante el lapso del proyecto).

La biomasa se distribuyó entre distintos compartimientos, con mayor peso en la fracción aérea (Figura 3), y dentro de ella en los fustes, que dieron cuenta del 55 al 73% de la biomasa aérea

total según la etapa de crecimiento (Anexo 1). La relación biomasa subterránea:aérea ("root:shoot ratio") fue 11.6% ($ds=3.5\%$), muy inferior a la calculada con funciones de biomasa individual para rodales de la especie en estudios locales (Laclau 2003) o a otros citados en literatura (Jackson et al. 1996, Cairns et al. 1997), lo que sugiere que el aporte radical sería superior al estimado con las funciones aquí aplicadas.

Por otra parte, resulta remarcable la acumulación de mantillo (hojarasca y ramas) en función de los supuestos y la información genérica utilizada. La simulación muestra una dinámica compleja, definida por: i) los aportes por senescencia foliar, ii) la caída de hojas y material leñoso por intervenciones sobre las copas y la densidad, y iii) la tasa de descomposición de estos componentes. Aunque el primer factor depende de variables ecofisiológicas y ontogénicas, los "rangos" de longevidad media de hojas son característicos de cada especie (Smith y Hinckley 1995). En la región, cuando los pinos sufren un stress hídrico estival marcado, o durante períodos ventosos, es común observar un pico de caída de hojas; esto produce una variabilidad anual importante. En cambio, los aportes por intervenciones de manejo se pueden predecir de manera más fácil a partir de la cuantificación de la biomasa removida en cada oportunidad; el mantillo (foliar y leñoso) aumentaría mucho al podar o ralear (Figura 4).

Por otro lado, la distribución espacial de los residuos y las condiciones microclimáticas que promueven la actividad de los descomponedores tendrían incidencia importante sobre la duración de este componente (Perry 1994), por lo que las funciones de decaimiento sólo pueden considerarse como una fuerte simplificación de lo que ocurre. Por ejemplo, en el material apilado de podas de forestaciones locales se han observado ramas cortadas 10 años antes, con las acículas adheridas (R. Merello, comunicación personal), o trozas gruesas de raleo de 15 años de antigüedad en descomposición avanzada (P. Laclau, observación personal). Es posible que el triturado ("chipeado") de los residuos "in situ" incremente la tasa de descomposición, aunque esta práctica ha sido poco incorporada en la producción debido a su costo elevado (H. Broquerhof, comunicación personal).

Cabe señalar que en la simulación tampoco se han considerado las posibles diferencias en el contenido de carbono edáfico con motivo del cambio de uso del suelo, que podrían alterar el balance. A pesar de que en ciertas forestaciones locales se ha observado cierta tendencia a la reducción de carbono del suelo debido al cambio de uso, las diferencias encontradas (de un menor contenido de carbono en los primeros 25 cm de suelo) no fueron significativas (de Koning et al. 2002). Para la inclusión de este componente en el balance sería necesario conocer al mismo tiempo la tendencia del carbono orgánico del suelo de la línea base, un aspecto que también es poco conocido.

Manejo forestal y ventas de madera o CERs

El análisis realizado evaluó la respuesta económica de un "escenario" de manejo forestal en el nivel de rodal, sin agotar el espectro posible (ver otros modelos de manejo en Laclau et al. 2003). De todas maneras, se consideraron variaciones en la calidad de sitio, los precios de productos y la alternativas de producción comercial, variables que (además del manejo de podas y de raleos) en estudios previos han demostrado ser muy determinantes del resultado económico, en particular la calidad de sitio (Laclau et al. 2002a).

Los resultados alcanzados indican que la puesta en valor del secuestro de carbono contribuiría a incrementar el beneficio económico de las forestaciones manejadas para producir madera industrial, aun cuando ambos objetivos han sido considerados como parcialmente contrapuestos (Fischlin 1996). La venta de este servicio ambiental también contribuiría a mejorar el flujo de fondos de la inversión, lo que produciría ingresos anticipados en el corto plazo y eliminaría un importante factor limitante para muchos productores (Laclau et al. 2002a).

Por otra parte, este beneficio incremental (en términos relativos, más elevado en sitios de IS<14, de baja rentabilidad cuando sólo se vende madera) (Tabla 2, Figura 7), podría hacer económicamente viable la forestación, aun sin considerar la producción de madera. Además, ante esta alternativa (que no requiere alcanzar un diámetro industrial), el turno podría acortarse y estas forestaciones de árboles “no maderables” serían de todos modos aptas para producir bioenergía, tema de interés creciente como medio para la sustitución de combustible fósil (Loguercio et al. 2008).

Como en la evaluación no se consideraron algunos elementos del balance de carbono (ver en título previo), su inclusión en el análisis podría arrojar un menor impacto económico de la venta de tCERs. La incorporación al análisis de factores de riesgo, supuestos aquí en forma implícita en la tasa de descuento y en la sensibilización de precios, complementaría la perspectiva necesaria para la evaluación. Con algunas modificaciones, el enfoque sistémico aplicado podría dar cuenta de estas variables o utilizarse para analizar rotaciones sucesivas.

CONCLUSIONES

El secuestro de carbono en las forestaciones es un complejo tema de estudio, que abarca distintas escalas y dimensiones de análisis. Para una evaluación integral de su magnitud e implicancias resulta necesario conocer los estados de los reservorios de carbono y su dinámica en diferentes escalas. En ese sentido, el uso del conjunto de estimadores disponibles para la proyección del crecimiento de las plantaciones de pino ponderosa en la región ha resultado de utilidad para evaluar los beneficios ecológicos y económicos de la provisión de este servicio ambiental.

De acuerdo con los resultados de la simulación, la venta de CERs incrementaría de forma sustancial los beneficios de la forestación con fines maderables, en términos de mayores ingresos, mejora financiera o diversificación productiva. En tierras de baja productividad forestal podría ser el principal objetivo de producción, aunque esta presunción debería evaluarse en función de la factibilidad técnica de manejar plantaciones con bajo nivel de intervención, más vulnerables al ataque de plagas (e.g., *Sirex noctilio*), al riesgo de incendios, o al propio cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Este artículo está basado sobre una adaptación actualizada de un capítulo de tesis (Laclau 2006, parte IV) que ha sido apoyada por el INTA (Proyecto nacional 1991), el Proyecto Forestal de Desarrollo (PIA 02/02, SAGPyA-BIRF), el Proyecto sobre evaluación del potencial de secuestro de carbono en proyectos de forestación (INTA - GTZ/TÖB), y por numerosas instituciones y empresas rurales del norte de la Patagonia, a quienes se agradece su colaboración. El autor agradece también las sugerencias de un revisor anónimo para mejorar el contenido y presentación del artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- Andenmatten, E. y F. Letourneau. 1997. Curvas de índice de sitio *Pinus ponderosa* (Dougl) Laws de aplicación en la región Andino Patagónica de Chubut y Río Negro, Argentina. Revista Bosque 18(2):13-18.
- Andenmatten, E. y F. Letourneau. 2003. Predicción y proyección del rendimiento de pino ponderosa en Chubut y Río Negro, Argentina. Quebracho, Revista de Ciencias Forestales 10:14-25.
- Andematten, E. y F. Letourneau. 2008. Mejora del crecimiento inicial de Pino ponderosa, por efecto del manejo de la vegetación en el sitio de plantación. INTA EEA Bariloche. Revista Presencia 52:8-11.
- Arneth, A., F.M. Kelliher, T.M. McSeveny y J.N. Byers. 1998. Net ecosystem productivity, net primary productivity and ecosystem carbon sequestration in a *Pinus radiata* plantation subject to soil water deficit. Tree Physiology 18:785-793.
- Assman, E. 1970. The principles of forest yield study. Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. Pergamon Press, Oxford. Pp. 503.
- Barrera, M.D., J.L. Frangi, J.J. Ferrando y J.F. Goya. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri, en El Bolsón, Río Negro. Ecología Austral 14:99-112.
- Barrett, J.W. 1968. Pruning of ponderosa pine: effect on growth. Res. Pap. PNW 68. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. Pp. 9.
- Bonino, N. 2009. Liebres y conejos como plagas de plantaciones forestales. En: Villacide, J.M. y J. Corley (eds.). Serie técnica: “Manejo Integrado de Plagas Forestales”. Cambio Rural-Laboratorio de Ecología de Insectos. INTA EEA Bariloche, cuadernillo N° 7.
- Bravo, F., V. LeMay, R. Jandl y K. von Gadow. 2008. Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change. En: Bravo, F., V. LeMay, R. Jandl y K. von Gadow (eds.). Editorial Springer. Pp. 338.
- Brown, S., A.R.J. Gillespie y A.E. Lugo. 1989. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. Forest Science 35(44):881-902.
- Burschel, P. y C. Rechene. 1995. Bosques Implantados. Conferencia. Actas de las IV Jornadas Forestales Patagónicas, San Martín de los Andes, 24 al 27 de octubre de 1995. Universidad Nacional del Comahue (ed.). Pp. 40.
- Canadell, J.G., H.A. Money, D.D. Baldocchi, J.A. Berry, R.B. Jackson, et al. 2000. Carbon Metabolism of the Terrestrial Biosphere: A Multitechnique Approach for Improved Understanding. Ecosystems 3:115-130.

Cairns, M.A., S. Brown, E.H. Helmer y G.A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111:1-11.

Colmet-Daage, F., A. Marcolín, M.L. Lanciotti, J. Ayesa, D. Bran, et al. 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. San Carlos de Bariloche, Argentina. INTA-ORSTOM. Pp. 167.

Cooper, C.F. 1982. Carbon storage in managed forests. *Canadian Journal of Forest Research* 13:155-166.

Contardi, L. 1999. Producción de plantines de pino ponderosa: estado actual. Pp. 7-9 en: Actas V Jornadas Técnicas de Viveristas Forestales de la Patagonia. S.M. de los Andes, Neuquén. Argentina.

Curtis, R.O. 1982. A Simple Index of Stand Density for Douglas-fir. *For. Sc.* 27(1):92-94.

Daniel, T.W., J.A. Helms y F.S. Baker. 1979. Principles of Silviculture. 2nd Edition. Mc Graw Hill Inc., New York. Pp. 500.

Davel, M.M. y G. Salvador. 2004. Evaluación de esquemas de poda en plantaciones de "Pino Oregón" (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) en la Patagonia Andina. CIEFAP/Proyecto Forestal de Desarrollo (SAGPyA), PIA 51/98. Pp. 37.

Davel, M., L. Tejera, M. Honorato y E. Sepúlveda. 2006. Efecto del control de malezas sobre el prendimiento y crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus ponderosa* en la Patagonia Argentina. *Revista Bosque* 27(1):16-22.

de Koning, F., R. Olschewski, E. Veldkamp, P. Benítez, P. Laclau, et al. 2002. Evaluation of the CO₂ sequestration potential of afforestation projects and secondary forests in two different climate zones of South America. GTZ / TOEB. Eschborn, Alemania.

del Río, M., G. Montero y F. Bravo. 2001. Analysis of diameter-density relationships and self-thinning in non-thinned even-aged Scots pine stands. *Forest Ecology and Management* 142:79-87.

Duerr, W.A. 1993. Introduction to Forest Resource Economics. McGraw-Hill Inc., New York. Pp. 486.

Fischlin, A. 1996. Conflicting objectives while maximising carbon sequestration by forests. Pp. 163-172 en: Apps, M.J. y D.T. Price (eds.). *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*. NATO ASI Series, Vol I, 40, chapter 13.

France, J. y J.H.M. Thornley. 1984. Mathematical Models in Agriculture. A Quantitative Approach to Problems in Agriculture and Related Sciences. Butterworth and Co. (publishers) Ltd. Pp. 335.

Frank, R.G. 1998. Evaluación de inversiones en la empresa agraria. Editorial El Ateneo, Buenos Aires. Pp. 95.

Girardin, J.L. y P. Broquen. 1995. El crecimiento de *Pinus ponderosa* y de *Pseudotsuga menziesii* en diferentes condiciones de sitio (Provincia de Neuquén, Argentina). Pp. 109-123 en: Manejo Nutritivo de Plantaciones Forestales. IUFRO, Valdivia, 25 al 30 de abril.

Gonda, H.E. 1998. Height-Diameter and Volume Equations, Growth Intercept and Needle Length, Site Quality Indicators and Yield Equations for Young Ponderosa Pine Plantations in Neuquén, Patagonia, Argentina. Tesis de Postgrado. Oregon State University. Pp. 198.

Gonda, H.E. y G.O. Cortés. 1995. Poda baja de pino ponderosa en la Patagonia Andina. Utilización de distintas herramientas, proceso de cicatrización y modelos preliminares. Pp. 324-330 en: Universidad Nacional del Comahue (editor). IV Jornadas Forestales Patagónicas, 24-27 de octubre de 1995. Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Tomo I.

Gucinski, H., E. Vance y W.A. Reiners. 1995. Potential Effects of Global Climate Change. Pp. 309-331 en: Smith, W.K. y T.M. Hinckley (eds.). *Ecophysiology of Coniferous Forests*. Academic Press. Chapter 10.

Häggglund, B. 1981. Evaluation of forest site productivity. *Forestry Abstracts (CAB)* 42(11):515-527.

Hall, P. y J. Gifford. 2007. Bioenergy options for New Zealand. A situation analysis of biomass resources and conversion technologies. Scion Energy Group. Rotorua, New Zealand. Pp. 83.

Hoover, C.M., R.A. Birdsey, L.S. Heath y S.L. Sotut. 2000. How to Estimate Carbon Sequestration on Small Forest Tracts. *Journal of Forestry* 98(9):13-19.

Irisarri, J., J. Mendía, C. Roca, C. Buduba, F. Valenzuela, et al. 1997a. Zonificación de las tierras para la forestación en la Provincia de Chubut. Gobierno de la Provincia de Chubut, Ministerio de la Producción, Subsecretaría de Desarrollo económico. Dirección General de Bosques y Parques.

Irisarri, J., J. Mendía, C. Roca, M. Marazzi y L. Búffalo. 1997b. Potencial Productivo de la Provincia del Neuquén. COPADE/CFI.

Jackson, R.B., J. Canadell, J.R. Ehleringer, H.A. Mooney, O.E. Sala, et al. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108:389-411.

Kohlmaier, G.H., M. Weber y R.A. Houghton. 1998. Carbon dioxide Mitigation in Forestry and Wood Forestry. Pp. 185-251 en: Kohlmaier, G.H., M. Weber y R.A. Houghton (eds.). Springer-Verlag, Cap. 3.

Laclau, P., L.M. Pozo, G. Huerta, M. Mazuchelli, E. Andenmatten, et al. 2002a. Rentabilidad de la forestación con *Pinus ponderosa* (Dougl.) Laws en el noroeste de la Patagonia, Argentina. *Revista Bosque* 23(1):21-35.

Laclau, P., L.M. Pozo, G. Huerta, M. Mazuchelli, E. Andenmatten, et al. 2002b. Foresta 5: Analisis de rentabilidad plantaciones con pino ponderosa en Neuquén, Rio Negro y Chubut. Planilla de cálculo y flujo de información. Comunicación Técnica N° 4. Economía y Sociología Rural. INTA EEA Bariloche (formato CD).

Laclau, P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management* 180:317-333.

Laclau, P. 2006. Fijación de carbono en ecosistemas boscosos y herbaceos del norte de la Patagonia. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Centro Universitario Regional Bariloche, octubre 2006.

Landsberg, J.J. y S.T. Gower. 1997. *Applications of Physiological Ecology to Forest Management*. Academic Press. San Diego, CA. EE.UU. Pp. 354.

Letourneau, F.J. y E. Andenmatten. 2002. Establecimiento y crecimiento inicial de pino ponderosa en la zona subhúmeda a seca de los Andes Patagónicos. INTA, EEA Bariloche, Área Forestal, Comunicación Técnica N°22. Pp. 39.

Ley, E. y R.A. Sedjo. 1995. Carbon Sequestration and Tree Plantations: A Case Study in Argentina. *Environmental and Resource Economics* 5(1):9-99.

Long, J.N. 1985. A Practical Approach to Density Management. *The Forest Chronicle* 61:23-27.

Loguercio, G., A. Jovanovski, J.C. Molina y P. Pantaenius. 2008. Residuos de biomasa de forestaciones y aserraderos de la Región Andina de las provincias de Neuquén y Chubut. Evaluación preliminar de la oferta. Informe final. Proyecto Fortalecimiento del MDL F/R en la República Argentina, SAsDS-INTA-CIEFAP / JICA, Esquel (Ch). Pp. 70.

Lugo, A.E. y G.L. Morris. 1982. Los Sistemas Ecológicos y la Humanidad. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos (OEA), Washington D.C. Monografía n° 23, Serie de Biología. Pp. 82.

Nautiyal, J.C. 1988. *Forest Economics. Principles and Applications*. Canadian Scholar Press Inc. Toronto. Pp. 581.

Nosetto, M.D., E.G. Jobbágy y J.M. Paruelo. 2006. Carbon sequestration in semiarid rangelands: Comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments* 67:142-156.

Penning de Vries, F.W.T. y H.H. van Laar. 1982. Simulation of plant growth and crop production. Penning de Vries, F.W.T. y H.H. van Laar (eds.). *Simulation monographs*, Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen. Pp. 308.

Pérez Truffello, G. y R. Peters Nario. 1997. Pérdidas de crecimiento en altura y área basal por efecto de la poda en rodales de *Pinus radiata* (D. Don). Pp. 220-231 en: *Actas de la Conferencia: "Modelling Growth of Fast-Grown Tree Species"*, IUFRO, 3-5 de Septiembre de 1997, Valdivia (Chile).

Perry, D.A. 1994. *Forest Ecosystems*. The John Hopkins University Press, EE.UU. Pp. 649.

Provincia de Neuquén. 2008. Primer Inventario de Plantaciones Forestales de la Provincia del Neuquén. Gob.Neuquén. CFI. www.neuquen.gov.ar (último acceso: 19/11/2010).

Reineke, L.H. 1933. Perfecting a stand density index for even-aged stands. *J. Agric. Res.* 46:627-638.

SAGPyA. 2001. Primer inventario nacional de plantaciones forestales en macizo. *Revista SAGPyA Forestal* 20:2-9.

Smith, W.K. y T.M. Hinckley. 1995. *Resource Physiology of Conifers*. Acquisition. Allocation and Utilization. En: Smith, W.K. y T.M. Hinckley (eds.). Academic Press. San Diego. EE.UU. Pp. 338.

Solberg, B. 2004. Economic aspects of forestry and climate change. *Commonwealth Forestry Review* 77(3):229-233.

Thrower, J.S. 1989. Site Quality Evaluation Using Site Index. Presentación en Curso de Capacitación, Módulo III, en el Instituto de Silvicultura de British Columbia en Surrey, 8 de marzo de 1989. Pp. 10.

UNFCCC. 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Conference of the Parties, 3rd session, Kyoto, 1-10 december 1997. CCC/CP/1997/L.7/Add.1. Pp. 21.

Vanclay, J.K. 1994. *Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests*. CAB International. UK. Pp. 311.

Waring, R.H. 1991. Responses of Evergreen Trees to Multiple Stresses. Pp. 1317-390 en: Mooney, H.A., W.E. Winner y E. Pell (eds.). *Response of Plants to Multiple Stresses*. Academic Press. Chapter 17.

Waring, R.H y S.W. Running. 1998. *Forest Ecosystems. Analysis at multiple Scales*. 2nd edition. Academic Press, San Diego, CA. EE.UU. Pp. 370.

ANEXO

1. Salida de simulación de la dinámica de biomasa de pino ponderosa para un sitio de productividad intermedia (IS_{20años}=15). Las columnas indican: años (years), edad al pecho [eap (años)], número de plantas (NUMERO DE PL), dap medio cuadrático [diam cuadr (cm)], AREA BASAL (m²/ha), altura dominante [ALTURA DOM (m)], densidad relativa (DR), VOLUMEN (m³/ha), carbono adicional (forestación-estepa, C ADICIONAL), biomasa forestal de hojas (BIOM HOJAS), biomasa de ramas (BIOM RAMAS), biomasa de raíces (BS FORESTAL), HOJARASCA, mantillo leñoso (MANT LEÑOSO), biomasa aérea forestal total (BA FOREST), carbono forestal (C FORESTACION), carbono estepa (C ESTEPA), y biomasa total estepa (BT ESTEPA). Todos los valores de carbono y biomasa se expresan en Mg/ha.

Initial	esp	NUMERO DE PL	diam cuadr	AREA BASAL	ALTURA DOM	DR	VOLUMEN	C ADICIONAL	BIOM HOJAS	BIOM FUSTE	BIOM RAMAS	BS FORESTAL	HOJARASCA	MANT LEÑOSO	BA FOREST	MANTILLO FOREST	C FORESTACION	C ESTEPA	BT ESTEPA	
0	0	1.100	0.2	0	0	0.3	0	1	-6.3	0.1	0.1	0	0	0.01	0	0.2	0.01	0.11	6.41	12.81
0	0	1.100	1.4	0.2	0.5	0.1	1	-5.2	0.6	1.2	0.4	0.1	0.03	0	2.2	0.03	1.17	6.37	12.73	
1	0	1.100	2.2	0.4	0.7	0.3	2	-4.2	1	2.4	0.7	0.2	0.04	0	4.1	0.04	2.17	6.37	12.74	
2	0	1.100	2.9	0.7	0.9	0.4	2	-3.1	1.3	3.7	1.1	0.4	0.05	0	6.1	0.05	3.28	6.38	12.75	
3	0	1.100	3.5	1.1	1.1	0.6	2	-2.1	1.6	5	1.4	0.5	0.07	0	8	0.07	4.29	6.39	12.77	
4	0	1.100	4.1	1.4	1.3	0.7	3	-1	1.9	6.3	1.7	0.7	0.08	0	9.9	0.08	5.34	6.34	12.68	
5	1	1.100	4.5	1.5	1.7	0.8	3	-0.2	2.2	7.3	2	0.8	0.14	0	11.5	0.14	6.22	6.42	12.84	
6	2	1.100	5.9	3	2	1.2	5	3.1	2.9	11.4	3	1.4	0.28	0	17.3	0.28	9.49	6.39	12.78	
7	3	1.100	7.4	4.7	2.8	1.7	8	7.3	3.8	16.6	4.2	2.3	0.49	0	24.6	0.49	13.70	6.40	12.79	
8	4	1.100	8.9	6.9	3.6	2.3	13	11.8	4.7	22.3	5.6	3.2	0.75	0	32.6	0.75	18.28	6.48	12.95	
9	5	1.100	10.3	9.2	4.4	2.9	19	18.5	5.5	28.1	6.9	4.3	1.94	3.02	40.5	4.96	24.88	6.38	12.76	
10	6	1.100	11.6	11.7	5.2	3.4	26	23.2	6.3	34.1	8.3	5.4	2.23	2.87	48.7	5.1	29.60	6.40	12.8	
11	7	1.100	12.8	14.3	6	4	34	27.9	7	40.1	9.6	6.6	2.6	2.73	56.7	5.33	34.32	6.42	12.83	
12	8	1.100	14	16.9	6.8	4.5	44	32.7	7.7	46	10.9	7.8	3.11	2.6	64.6	5.71	39.06	6.36	12.71	
13	9	1.100	15.1	19.7	7.6	5.1	54	37.4	8.4	51.9	12.2	9	3.77	2.47	72.5	6.24	43.87	6.47	12.94	
14	10	1.100	16.1	22.4	8.3	5.6	65	42.1	9	57.6	13.4	10.2	4.38	2.35	80	6.73	48.47	6.37	12.73	
15	11	1.100	17.1	25.2	9.1	6.1	77	46.5	4.8	63.3	14.6	11.5	5.3	2.24	82.7	7.54	50.87	6.37	12.74	
16	12	1.100	18	28	9.8	6.6	90	57.4	10.2	68.9	15.8	12.7	7.49	12.52	94.9	20.01	63.81	6.41	12.81	
17	13	1.100	18.9	30.8	10.5	7.1	103	61.9	10.8	74.4	17	14	8.55	11.91	102.2	20.46	68.33	6.43	12.86	
18	14	1.100	19.7	33.7	11.2	7.6	117	66.3	11.3	79.8	18.1	15.2	9.69	11.32	109.2	21.01	72.71	6.40	12.81	
19	15	1.100	20.5	36.5	11.8	8.1	132	70.8	11.8	85.1	19.3	16.4	10.91	10.77	116.2	21.68	77.14	6.34	12.68	
20	16	1.100	21.3	39.3	12.5	8.5	147	75.2	12.3	90.3	20.4	17.7	12.19	10.24	123	22.43	81.57	6.36	12.73	
21	17	1.100	22	42.1	13.2	9	163	79.4	12.8	95.5	21.4	18.9	13.29	9.74	129.7	23.03	85.82	6.41	12.83	
22	18	623	25.6	32.1	13.8	6.4	93	61.3	9.9	66.1	15.2	12.1	15.72	16.44	91.2	32.16	67.73	6.43	12.86	
23	19	623	26.5	34.4	14.4	6.7	105	64.4	10.3	69.7	16	12.9	17.1	15.63	96	32.73	70.82	6.42	12.83	
24	20	623	27.3	36.6	15	7	119	67.5	10.6	73.3	16.8	13.7	18.51	14.87	100.7	33.38	73.89	6.39	12.78	
25	21	623	28.1	38.8	15.6	7.3	132	70.6	11	76.8	17.5	14.5	19.96	14.14	105.3	34.1	76.95	6.35	12.7	
26	22	623	28.9	41	16.2	7.6	146	73.6	11.3	80.3	18.2	15.3	21.43	13.44	109.8	34.87	79.99	6.39	12.77	
27	23	623	29.6	43.1	16.8	7.9	160	76.5	11.7	83.7	19	16.1	22.59	12.78	114.4	35.37	82.94	6.44	12.87	
28	24	623	30.4	45.3	17.3	8.2	174	79.2	12	87	19.7	16.9	23.46	12.16	118.7	35.62	85.61	6.41	12.82	
29	25	623	31.1	47.4	17.9	8.5	188	81.9	12.3	90.3	20.4	17.7	24.35	11.56	123	35.91	88.31	6.40	12.81	
30	26	623	31.8	49.6	18.4	8.8	203	84.6	12.6	93.6	21	18.4	25.27	10.99	127.2	36.26	90.93	6.33	12.66	
31	27	389	34.1	35.7	19	6.1	100	65.6	9.6	63.3	14.6	11.5	27.27	17.76	87.5	45.03	72.02	6.41	12.83	
32	28	389	34.9	37.4	19.5	6.3	112	67.5	9.9	65.7	15.2	12	28.18	16.99	90.6	45.07	73.94	6.44	12.87	
33	29	389	35.7	39.1	20	6.5	124	69.4	10.1	68.1	15.7	12.5	29.11	16.06	93.9	45.17	75.79	6.38	12.77	
34	30	389	36.5	40.8	20.5	6.7	136	71.3	10.4	70.5	16.2	13.1	30.06	15.27	97.1	45.33	77.77	6.47	12.93	
35	31	389	37.2	42.4	21	7	149	73.2	10.6	72.8	16.7	13.6	31.02	14.52	100.1	45.94	79.62	6.42	12.84	
36	32	389	38	44.1	21.5	7.2	162	75.1	10.8	75.1	17.2	14.1	32	13.81	103.1	45.91	81.51	6.41	12.81	
37	33	389	38.7	45.8	22	7.4	174	76.7	11	77.4	17.6	14.6	32.33	13.13	106	45.46	83.03	6.33	12.66	
38	34	389	39.4	47.4	22.5	7.6	187	78.3	11.3	79.6	18.1	15.2	32.7	12.49	109	45.19	84.70	6.40	12.79	
39	35	389	40	49.1	23	7.8	200	79.9	11.5	81.8	18.6	15.7	33.1	11.87	111.9	44.97	86.29	6.38	12.77	

Capítulo 27

ENFOQUE EMERGÉTICO EN EL ANÁLISIS DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS PARA LA PLANIFICACIÓN REGIONAL

Gloria C. Rótolo

INTA EEA Oliveros. Email Rótolo: grotolo@correo.inta.gov.ar.

Resumen. El objetivo del presente trabajo es ilustrar, en forma general, los alcances del enfoque emergético en el análisis de los servicios ecosistémicos para una planificación regional. La emergía (o memoria energética) es la energía disponible de una sola clase, por lo general la solar, utilizada de forma directa o indirecta para obtener un producto, considerando la totalidad del sistema en donde ese producto es producido. Los servicios ecosistémicos se refieren a las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los conforman, mantienen y satisfacen la vida del Hombre. Son fundamentales para la producción de alimentos, para la supervivencia de la vida tal como la conocemos en una determinada región, y para el desarrollo sustentable de la misma. Es necesario un abordaje sistémico para su evaluación y valoración. El análisis emergético, al integrar las diferentes escalas que constituyen la naturaleza y la sociedad bajo una unidad común, muestra ser una posibilidad de abordaje objetivo para contribuir a la toma de decisiones en la planificación regional. Para ilustrar este alcance se brinda el ejemplo de tres estudios realizados, dos de ellos en un sistema de producción de novillo en ciclo completo y otro en diferentes ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los alimentos, las fibras y los combustibles que satisfacen las demandas de la población están disponibles gracias a la creciente acción del Hombre y a su tecnología sobre una serie de funciones y servicios de provisión y soporte ofrecidos por la naturaleza (Daily 1997, de Groot et al. 2002, MA 2005). Una clara definición y detalle de las funciones y servicios de los ecosistemas se encuentran en Daily (1997) y en de Groot (2002). Estas funciones y servicios, en definitiva, son el potencial natural de la región y determinan el bienestar de la gente. Así la sociedad, en forma recíproca, al intervenir de manera directa o indirecta sobre ellos modifica en cierta forma las interacciones dentro del medio natural y entre éste y el medio socioeconómico (Figura 1).

El paisaje agrícola ha disminuido su capacidad o habilidad para generar servicios ecosistémicos (Rydberg et al. 2007) modificando la fisonomía de las regiones debido a una producción agropecuaria por lo general guiada por resultados en el corto plazo. Para una sociedad es importante el desarrollo rural y la obtención de ganancias por parte de los productores; sin embargo, ambas metas no se pueden sostener en el tiempo sin la conservación de los recursos naturales con sus funciones y servicios (Campbell 2000).

Es necesario evaluar y valorar los servicios ecosistémicos a través de la integración de los contextos natural y socioeconómico, para caracterizar su estado y su influencia en el comportamiento del agroecosistema (Rótolo y Francis 2008), así como también para generar políticas que favorezcan un balance entre los beneficios económicos y el manejo sustentable de los recursos en pos del bienestar de la región.

El manejo de sistemas necesita métodos de evaluación y valoración, que utilizando una misma unidad de medida integren los flujos provenientes del contexto natural y del socioeconómico. El enfoque sistémico no queda sólo en el análisis integral del sistema, sino que incluye el análisis de cada uno de los componentes ya que el todo no puede funcionar sin la interacción de las partes ni las partes pueden lograr un producto o servicio sin interactuar entre sí (Rótolo y Francis 2008).

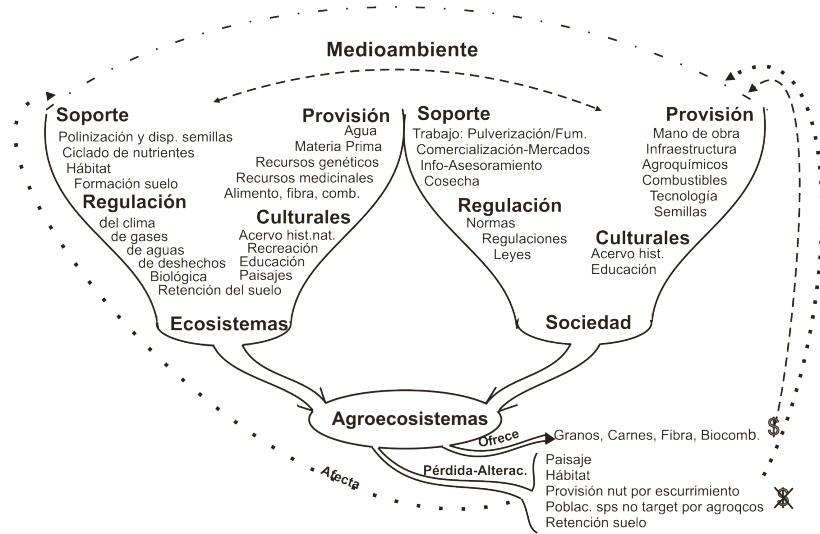


Figura 1. Bienes y servicios provistos por el ecosistema y por la sociedad a los agroecosistemas (Rótolo y Francis 2008).

Entre los enfoques integradores cuantitativos tenemos los métodos que contabilizan la transformación de la energía a través de los componentes de un sistema. Entre estos métodos encontramos principalmente el análisis exergético, el de la energía incorporada y el emergético, cuya diferencia y alcance se encuentra documentado en Ulgiati et al. (2007) y Franzese et al. (2007).

El objetivo del presente trabajo es discutir el alcance de la evaluación emergética en el análisis de los servicios ecosistémicos para una planificación regional. La evaluación emergética, al utilizar una única unidad de medida, analiza no sólo el comportamiento del sistema y el uso de recursos, sino que también valora la contribución de los mismos desde un enfoque más objetivo que aquel que utiliza tradicionalmente la economía clásica a través de las preferencias.

Para ilustrar el objetivo planteado se toman dos trabajos de Rótolo et al. (2007a,b), basados sobre el estudio de caso de un sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana (Argentina) y el trabajo de Bardi y Brown (2000) en el que se analizan diferentes ecosistemas de la Península de Florida (EE.UU.).

Método y marco general de los estudios seleccionados

El concepto de emergía y la metodología para realizar la evaluaciones emergéticas están bien fundamentadas y detalladas en Odum (1996) y Brown et al. (2000). Ferraro (Capítulo 10 de este libro) se ocupa de aspectos teóricos generales de la descripción termodinámica de los servicios ecosistémicos y resume el significado de los principales indicadores emergéticos. Estos conceptos y definiciones se utilizarán en el presente trabajo, que está enfocado en cómo se realiza una evaluación emergética para obtener los indicadores de comportamiento ambiental utilizando casos prácticos. A continuación se describen en forma general los artículos utilizados para el presente trabajo.

Rótolo et al. (2007a,b) estudiaron el ciclo completo del ganado vacuno en pastoreo en la Región Pampeana. La Figura 2 muestra un diagrama agregado del sistema mencionado en lenguaje energético. Para analizar el sistema total integrando los componentes estudiaron en primer lugar los subsistemas que lo constituyen (i.e., pastura implantada y natural, fardo, verdeo, maíz, rastrojo, cría, invernada-engorde y caballo). La carga del sistema fue establecida en 1.5 EV.ha⁻¹.año⁻¹. Los animales dejan el sistema con un peso estimado de 400 kg. Al subsistema cría se le asignó 80% de pastura natural, 10% de fardo y 10% de rastrojo de maíz; a la invernada y engorde, 70% de la pastura implantada (una mezcla de leguminosas y gramíneas), 20% de verdeo, 5% de fardo y 5% de rastrojo de maíz. Las evaluaciones las realizaron para una hectárea de agroecosistema ganadero en un año.

Los objetivos de ese estudio fueron el análisis de: i) el uso de recursos, ii) la carga ambiental, iii) la sustentabilidad ambiental y iv) el valor emergético en la comercialización. Los aspectos evaluados fueron: (a) recursos energéticos locales tales como radiación solar, viento, lluvia, ciclo de materiales de la tierra, pérdida de suelo superficial, b) los insumos externos utilizados para la obtención de los novillos (e.g., semillas, agroquímicos, vacunas, etc.), y c) el trabajo involucrado y los servicios utilizados para la obtención del producto (novillo, etc.).

Los datos para evaluar los flujos de materia y energía se obtuvieron de la literatura, de la base de datos de organismos nacionales y de referentes clave. La emergía requerida para generar una unidad de cada uno de los componentes que contribuyen al sistema fueron tomadas de la literatura, mientras que otras fueron calculadas. Para la tasa de emergía/dinero y para el cálculo de la tasa emergía/dinero [valor emergético (Em\$)] se utilizaron datos del análisis de la economía de Argentina en 1996. Para la presente discusión sólo se toman los resultados de los subsistemas de pastura implantada, pastura natural, maíz, invernada y el sistema total. El valor emergético de cada componente del sistema y subsistemas se calculó para el presente trabajo.

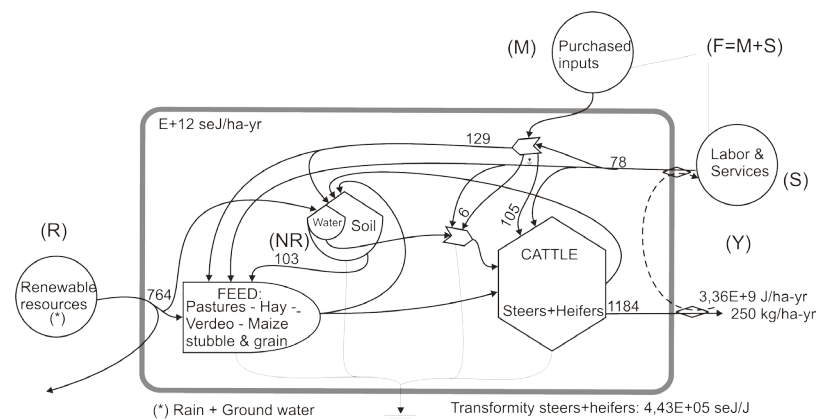


Figura 2: Diagrama en lenguaje energético del ciclo completo de ganado en pastoreo de la Región Pampeana (Rótolo et al. 2007b, Rótolo et al. en prensa. b) La bola en el diagrama representa a los productores primarios, el tanque a los depósitos, el hexágono a los consumidores, los círculos a fuentes que alimentan al sistema, y las formas de flecha a las transformaciones que tienen lugar en la circulación de la energía y materiales.

Bardi y Brown (2000) estudiaron seis ecosistemas de la Península de Florida (EE.UU.). La Figura 3 muestra un diagrama genérico de los ecosistemas estudiados. El presente trabajo se enfoca sólo en dos de ellos, el Pantano herbáceo y el Pantano arbolado. Los pantanos herbáceos son pantanos playos que ocupan áreas topográficas bajas a través del centro de Florida, intercalados en una matriz de bosque plano (“flatwoods”) de pinos. Los pantanos playos son típicamente circulares y varían de 2000 m² a más de 40000 m², con un depósito de agua de 25-55 cm durante la temporada lluviosa. Las especies dominantes son *Panicum* sp., *Hypericum* sp., *Xyris* sp., *Pluchea* sp. y *Lanchnanthes caroliniana*, entre otras. Los pantanos arbolados son pequeñas depresiones donde el agua se detiene entre 50 y 90% del tiempo. *Taxodium ascendens* es la especie dominante. También se encuentra *Nyssa sylvatica* y *Pinus serotina*, entre otras. El sotobosque del ecosistema es muy diverso; allí se encuentra, por ejemplo, *Lyonia lucida* y *Myrica cerifera*. La vegetación en el nivel del suelo es rala y está en función del hidroperíodo del pantano.

Las evaluaciones emergéticas para las fuentes de energía y los servicios ecosistémicos las realizaron para una hectárea de pantano típico por año. Las correspondientes al capital natural se realizan teniendo en cuenta su tiempo de regeneración. Para obtener el valor de reemplazo de cada ecosistema, se afecta el valor del servicio ecosistémico que mayor contribución realiza al sistema por el tiempo de recuperación.

Los objetivos fueron: i) determinar los valores relativos de los componentes y procesos de ecosistemas de pantanos y tierras altas objetivos y ii) desarrollar entendimiento a través de un análisis comparativo relacionado a costos y beneficios de mitigación.

Los aspectos evaluados fueron: (a) cinco flujos energéticos conductores tales como radiación solar, viento, lluvia, escorrentía de la cuenca circundante (“run-in”) y la contribución emergética de los procesos geológicos, (b) el capital natural como biomasa, agua y materia orgánica, y (c) tres servicios ecosistémicos tales como transpiración, producción primaria bruta e infiltración.

Los datos para evaluar los flujos de materia y energía para cada ecosistema, así como también el tiempo necesario de formación, se obtuvieron de la literatura. La emergía requerida para generar una unidad de cada uno de la mayoría de componentes que contribuyen en el sistema fueron tomadas de Odum (1996), mientras que otras fueron calculadas. Para el cálculo de la valoración (Em\$) se utilizó la tasa para la economía de EE.UU. en 1998.

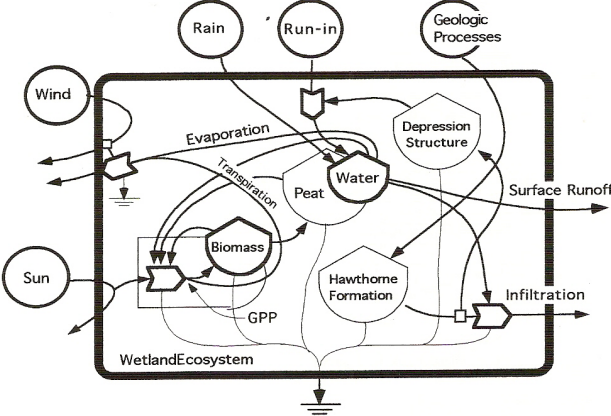


Figura 3. Diagrama genérico en lenguaje energético de ecosistemas de la Península de Florida (Bardi y Brown 2000).

Resultados de los estudios seleccionados

La Tabla 1 muestra los valores obtenidos de cada uno de los componentes que contribuyeron a obtener el producto final de cada subsistema y del sistema integrado del ciclo completo de ganado en pastoreo. Entre los recursos renovables del sistema integrado, la lluvia medida a través de la evapotranspiración es el flujo de mayor contribución y valor emergético (61%). Sin embargo, considerando todos los componentes que contribuyen al producto final tanto de cada subsistema como del sistema integrado, la lluvia tributa en forma diferente. Así, participa con 38, 85, 30 y 65% en los subsistemas pastura implantada, pastura natural, maíz e invernada, respectivamente. Esto es debido a que al ingresar los componentes aportados por la sociedad que hacen al valor emergético total, la relación de ésta con el ambiente cambia de acuerdo a la contribución de cada una.

El total de emergía aportado por los recursos renovables es igual al flujo de mayor contribución para evitar el doble conteo. En el caso de estudio del agroecosistema ganadero, en los subsistemas pastura implantada, pastura natural y maíz, la mayor contribución corresponde a la lluvia (719E+12

seJ.ha⁻¹.año⁻¹). En cambio, en el subsistema invernada y en el sistema integrado el aporte de los recursos renovables es de 734E+12 y 764E+12 seJ.ha⁻¹.año⁻¹, respectivamente, debido al ingreso del aporte del agua subterránea al sistema. Esta contribución se adiciona a la lluvia porque proviene de un sistema mayor al analizado.

La pérdida de suelo superficial contribuye con 19% y 16% del total emergético en los subsistemas maíz y pastura implantada, respectivamente, y con 9% en el sistema integrado (Tabla 1). Estos valores están relacionados con el tipo de práctica y el ciclo del cultivo.

Entre los servicios ecosistémicos que contribuyen a cada ecosistema de la Península de Florida, la producción primaria bruta es la que realiza la mayor contribución al sistema, con 6170 y 5800 E+12 seJ.ha⁻¹.año⁻¹ para el pantano boscoso y el herbáceo, respectivamente (Tabla 2).

Los aportes del capital natural son adicionados a la producción primaria bruta afectada por el tiempo de recuperación debido a que operan en lapso mayor. Así, el valor emergético total expresado en Em\$ de cada ecosistema, sin incluir el valor de la estructura geológica, es 1081230 y 1030727 Em\$/ha, respectivamente.

Tabla 1. Evaluación y valoración emergética del ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana.

(*) Adaptado de Rótolo et al. (2007a y b).

(**) Datos calculados para el presente trabajo a partir de Rótolo et al. (2007a y b).

	VALOR EMERGETICO													
	(1 E+12 sel/ha-y) (*)					% (*)					(Em\$/ha-y) (**)			
	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA	SIST. TOT.	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA	SIST. TOT.	PAST IMP	PAST NAT	MAIZ	INVERN ADA
Recursos Renovables (R)														
Radiación Solar	46.72	46.72	46.72	46.72	46.72	2.47	5.54	1.93	4.21	3.95	24.08	24.08	24.08	24.08
Evapotranspiración	719.22	719.22	719.22	719.22	719.22	37.98	85.28	29.68	64.75	60.77	370.73	370.73	370.73	370.73
Energía quínética del viento	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02
Ciclo de la tiera	343.77	343.77	343.77	343.77	343.77	18.16	40.76	14.19	30.95	29.04	177.20	177.20	177.20	177.20
Agua subterránea				14.83	44.63				1.34	3.77				7.64
Alimento				185.29					16.68					95.51
TOTAL R	719.22	719.22	719.22	734.05	763.86	37.98	85.28	29.68	66.09	64.54	370.73	370.73	370.73	378.38
Recursos No Renovables (NR)														
Suelo superficial	310.21	113.75	454.98	104.73	102.78	16.38	13.49	18.78	9.43	8.68	159.90	58.63	234.53	53.98
TOTAL R+NR	1029.43	832.97	1174.2	838.78	822	54.37	98.76	48.46	75.52	69.45	530.63	429.37	605.26	432.36
Materiales (M)														
Combustible	45.63		7.03		28.23	2.41	0.00	0.29	0.00	2.39	23.52		3.62	
Semillas/Alimento	251.14		6.68	197.95	11.44	13.26	0.00	0.28	17.82	0.97	129.45		3.44	102.04
Fertilizantes	470.16		781.99		81.12	24.83	0.00	32.27	0.00	6.85	242.35		403.09	
Agroquímicos	0.07		0.06		0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04		0.03	
Minerales				22.45	67.34				2.02	5.69	0.00			11.57
Edificios, Inst, Maq	13.13		59.29	8.38	51.25	0.69	0.00	2.45	0.75	4.33	6.77		30.56	4.32
TOTAL M	780.11	0	855.03	220.07	239.44	41.20	0.00	35.29	19.81	20.23	402.12		440.74	113.44
Trabajo y Servicios (S)														
Trabajo	6.72	6.72	2.52	12.46	11.9	0.35	0.80	0.10	1.12	1.01	3.46	3.46	1.30	6.42
Servicios	77.25	3.72	391.27	30.88	65.61	4.08	0.44	16.15	2.78	5.54	39.82	1.92	201.69	15.92
TOTAL S	83.97	10.42	393.79	43.34	77.41	4.43	1.24	16.25	3.90	6.54	43.28	5.37	202.98	22.34

Tabla 2. Evaluación y valoración emergética de dos ecosistemas seleccionados de la Península de Florida (adaptado de Bardi y Brown 2000).

(*) Afectado por su tiempo de recuperación. (**) sin contabilizar la contribución de la estructura geológica.

(1) \$= dólares EE.UU.

	VALOR EMERGETICO				VALOR ECONÓMICO
	E+12 sel/ha-y		Em\$/ha-y		
	P.BOS(*)	P.HERB (*)	P.BOS(*)	P.HERB (*)	
Radiación solar	40.00	40	44	44	\$/ha (1)
Viento	4.00	4	5	5	
Lluvia	1170.00	1170	1217	1217	
Run-in	1170.00	1170	1223	1214	
Geologic input	5500.00	4950	5729	5156	
Transpiración	670.00	850	701	887	
Prod.Primaria Forraje	6170.00	5800	6430	6043	
Infiltración	760.00	720	787	754	
TOTAL R	6170	5800	6430.00	6043	
	E+12 sel/ha		Em\$/ha		
Biomasa	309000	9000	321510	9065	
Materia Orgánica	544000	968000	566304	1 008 438	
Agua	500	1000	511	1139	
			888325**	1 018 641**	
VALOR TOTAL			1 081 230	1 030 727	Entre 112 500 y 187 000

La Tabla 3 muestra los índices seleccionados que se obtienen de relacionar los principales flujos emergéticos que contribuyen al sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo. El subsistema pastura natural muestra el mayor índice de apropiación de emergía (EYR) (80.8), a diferencia del de maíz (EYR=1.94), y el menor índice de carga ambiental (ELR) (0.17) entre los listados en Tabla 1. El subsistema maíz, en cambio, ejerce la mayor presión sobre el ambiente (ELR=2.37). El sistema integrado de ciclo completo de ganado en pastoreo muestra un EYR=3.73 y un ELR=0.55. Los principales productos comercializados en el mismo son los novillos junto con las vacas de descarte. Así, entonces, en el sistema integrado, una EER (índice de intercambio emergético) de 9.44 indica que la emergía enviada al frigorífico es nueve veces mayor que la que recibe a cambio el productor en el pago del producto.

Tabla 3. Índices emergéticos seleccionados del ciclo completo de ganado en pastoreo en la Región Pampeana (Rótolo et al. 2007a y b).

	EYR	ELR	EER
Pastura implantada	2.19	1.63	
Pastura natural	80.79	0.17	
Maíz	1.94	2.37	2.67
Novillos (invernada)	4.22	0.50	
SISTEMA TOTAL	3.73	0.55	9.44

INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN

Es necesario recordar que los estudios seleccionados tienen objetivos de análisis diferentes y que se realizaron en diferentes lugares, climas y niveles de complejidad. Sin embargo, sirven para el objetivo que persigue el presente trabajo, que es ilustrar en forma general el alcance del análisis emergético en el estudio y valoración de ecosistemas modificados por el Hombre.

El análisis emergético no sólo se enfoca en evaluar el uso de recursos (Tablas 1 y 2) y el comportamiento (i.e., salud y funcionamiento) del sistema (Tabla 3), sino que también expresa un “valor donante” basado sobre el trabajo del medioambiente (Tablas 1 y 2). El “valor donante” es el valor derivado de todos los ingresos al sistema que son necesarios para obtener el producto, a diferencia del “valor receptor” que deriva del valor que el beneficiario está dispuesto a pagar. Así, en un mismo análisis y según el objetivo que el investigador se plantee, se pueden obtener tanto los índices de sustentabilidad ambiental y funcionamiento como el valor emergético de los servicios y capital natural ofrecido por el sistema.

El valor emergético, expresado en “sej”, en Em\$ o, incluso, en %, refiere a la contribución ambiental directa o indirecta que ha recibido el producto a lo largo del proceso de producción.

Sólo a los efectos de ilustrar los alcances de la evaluación se divide esta sección en dos partes. La primera aborda los resultados presentados desde el punto de vista del análisis del uso de recursos y el comportamiento de un sistema determinado. La segunda interpreta el valor emergético de los componentes del sistema.

Evaluación emergética en el análisis de los servicios ecosistémicos

La evaluación emergética permite realizar un análisis detallado y a la vez integral del sistema. Por un lado, al analizar los componentes de los sistemas en forma individual se observa que dentro de las fuentes de energías renovables del sistema integrado de ciclo completo de ganado en pastoreo, la lluvia contribuye con 61% de la emergía total necesaria para operar el sistema (Tabla 1). Las lluvias en la Región Pampeana varían entre 1000 mm/año en el este y 500 mm/año en el oeste, y la cantidad de agua evapotranspirada es consecuencia de las mismas, por lo que estaríamos en este caso midiendo de manera indirecta su contribución al sistema. La lluvia es afectada por cambios en sistemas mayores y globales como la deforestación y el calentamiento global, y este valor puede orientar en las planificaciones regionales y nacionales para prevenir consecuencias no deseadas en las producciones (Rótolo et al. en prensa, b).

Entre los ecosistemas seleccionados de la Península de Florida, donde el promedio de precipitaciones es de 1300 mm/año, la producción primaria bruta es la que realiza la mayor contribución emergética a los sistemas. Según los valores individuales se observa que la erosión de la piedra caliza (“geological inputs”) ocupa el segundo lugar en cuanto a su contribución al sistema. De acuerdo a los autores, la piedra caliza erosionada por la infiltración de agua es la que crea y mantiene el pantano. En cambio, la lluvia y la escorrentía se ubican en el tercer lugar. Así se infiere que un mismo recurso, la lluvia en este caso, si bien es abundante, al interactuar con otros recursos específicos de cada región contribuyen de manera diferente en el funcionamiento de los sistemas.

La evaluación emergética, que sigue un enfoque sistémico, tiene en cuenta el sistema mayor (en el espacio y en el tiempo) en el cual el sistema estudiado está incluido. De esta manera se evita contar dos veces aquellas contribuciones que provienen de una misma fuente y que sólo son vistas en el sistema mayor. Así, la emergía total requerida para obtener un determinado producto raramente es igual a la suma de todas las contribuciones emergéticas que participaron en el mismo. Por ejemplo las fuerzas directrices globales (e.g., el sol, la energía gravitacional y el calor geotérmico) interactúan para originar los flujos que inciden en los sistemas estudiados como el viento, la lluvia, los minerales, etc. (Odum 1996). Por lo tanto, estos se consideran co-productos de esas tres fuerzas directrices que actúan en conjunto. Cuando dos de estos co-productos inciden de manera simultánea en un sistema y generan un producto (i.e., pastura, novillo o grano), no se pueden sumar sus emergías porque sería contar dos veces su “costo de producción” (Rótolo et al. en prensa, b). Por lo tanto, sólo el flujo mayor se suma al total de emergía necesario para obtener el producto o servicio. Para los estudios seleccionados, los mayores flujos corresponden a la lluvia (Tabla 1) y a la producción primaria bruta (Tabla 2). Una situación diferente tiene lugar en relación al agua subterránea, la cual sí es sumada porque tiene influencias de afuera del área estudiada (Tabla 1). Si bien el agua subterránea no es totalmente un recurso renovable debido a su recarga lenta, en el trabajo de Rótolo et al. (2007a y b) se considera que la cantidad utilizada por los animales es recargada anualmente a lo largo de la cuenca. Así, entonces, en el caso del ciclo completo de ganado en pastoreo, una vez que se estudiaron los subsistemas, sus datos se integran para analizar el sistema total en donde todos los subsistemas interactúan. Por lo tanto, los datos del ciclo completo de ganado en pastoreo no es la suma de los diferentes subsistemas (Tabla 1).

En el caso de los ecosistemas de la Península de Florida se observa que la emergía de los flujos emergéticos locales de variación anual es igual a la que aporta la producción primaria bruta de ambos (Tabla 2). Al contabilizar el capital natural, éste se suma porque tiene influencia de una escala de tiempo mayor.

En la Tabla 3, la pastura natural en relación con los otros subsistemas muestra un EYR=81, lo cual indica que este subsistema se apoya más en el uso de recursos locales para la obtención del forraje que los otros del estudio. Por ende, sugiere en el largo plazo un riesgo potencial de desgaste de los servicios ecosistémicos que los mismos ofrecen, a pesar de que en el corto plazo puede favorecer la competitividad. Entonces, de continuar con esta línea de manejo, los recursos locales no serán capaces de sostener el proceso en el largo plazo. Este dato puede dar lugar a pensar en el beneficio que aportaría el hecho de invertir con intersiembra, fertilización, descanso, etc. sobre los recursos que ya están disponibles, y así también favorecer los mecanismos de reciclado y retroalimentación.

Sistemas que poseen un ELR=0 son aquellos en los que no existe la intervención humana (Brown y Ulgiati 2004). De esta manera, el maíz, en relación con los otros subsistemas, es el que ofrece la mayor carga sobre el sistema analizado, en particular a través del aporte realizado por los recursos no renovables locales vía el desgaste del suelo, y por los materiales y servicios provenientes de la sociedad.

Sin embargo, a la luz de los datos y los índices obtenidos a partir del análisis del sistema integrado ganadero se considera que este sistema utiliza los recursos naturales con una carga relativamente baja en el medioambiente local. Sin embargo, si se hace foco en los subsistemas de forma

individual, la pastura natural requeriría cierta intervención ya que muestra estar en riesgo en el futuro próximo. En consecuencia, esta posibilidad de tener al mismo tiempo una mirada amplia y reducida del sistema en estudio permite ajustar acciones sin perder de vista las consecuencias de las interacciones que el ajuste puede ocasionar.

De esta manera, los planes regionales deben apuntar a generar acciones que contemplen los requerimientos de los ecosistemas que lo integran. En este caso, asignarle importancia a la dinámica del componente que incide con mayor contribución emergética en los mismos (e.g., lluvia o producción primaria bruta), y sus servicios ecosistémicos relacionados que en diversa forma participan en cada ecosistema. En el caso de la Región Pampeana, políticas de mediano y largo plazo son necesarias y deberían estar orientadas a proteger aéreas boscosas y a impulsar el manejo agropecuario amigable con el ambiente (Rótolo et al. en prensa, b).

Evaluación emergética en la valoración de los servicios ecosistémicos

Por lo general, el dinero es utilizado para valorar la mayoría de los productos obtenidos por la interacción del sistema naturaleza-sociedad, sobre la base del concepto de mercado, que se refiere a lo que la gente desea pagar por el producto (“valor receptor”). El concepto utilizado en el análisis emergético es el de “valor donante”, en el cual algo tiene valor en función de lo que fue invertido para realizarlo dentro de la cadena ambiental y socioeconómica de procesos metabólicos. Es una valoración más objetiva que la valoración de mercado. La medida de valor a través de la evaluación emergética es independiente de la oscilación dinámica del mercado, en la cual los precios varían de acuerdo a la abundancia o la escasez, o por los esfuerzos de publicidad (Rótolo et al. en prensa, a).

El concepto de valor en emergía indica cuánto del ambiente se ha invertido en la obtención de un producto, por lo general expresado en $\text{seJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. El valor emergético en dinero se obtiene cuando se relaciona la emergía requerida para obtener un producto o componente del sistema con la emergía que respalda cada unidad de dinero de un país. Este dato es necesario para obtener el índice de intercambio emergético o “emergy exchange ratio” (EER) y determinar cuan justa puede ser una transacción comercial para las partes involucradas. Sin embargo, también es utilizado para expresar el costo emergético de los componentes que intervienen en el sistema y tener una idea de expresión con semejanza monetaria (quizás más amigable que la expresión emergética en seJ , pero un poco más controvertida porque se diluye la idea del trabajo ambiental incluido en el producto) (Tablas 1 y 2).

Así entonces el valor de los recursos renovables del sistema ganadero está representado por el valor de la lluvia. El de los ecosistemas de la Península de Florida corresponde a la producción primaria bruta al que se le adiciona el calculado para el capital natural (biomasa, agua y materia orgánica) por tener diferente tiempo de recuperación que los servicios ecosistémicos analizados. Además, se observa el aporte emergético con que contribuyen los recursos naturales representados por la lluvia (a través de la evapotranspiración). Este $\text{Em\$}$ puede estimar el costo por reemplazar o recuperar las tasas de evapotranspiración que operan en el sistema en el tiempo. Así el valor emergético de cada uno de los componentes del sistema nos permite por ejemplo asumir su valor de reemplazo. De acuerdo a Brown y Bardi (2000) el precio de mercado de los pantanos generalmente refleja el costo para construirlos que incluye la compra de la tierra, la plantación, la construcción y el monitoreo. Estos son costos económicos que en realidad no reflejan el valor de

los servicios ambientales o de la estructura que se pierde. La Tabla 2 muestra lo que la sociedad pierde por cada ha de conversión de tierras. Asumiendo el valor económico más alto, éste sólo representa el 17% del valor de los servicios ecosistémicos y capital natural que se pierde con la eliminación del pantano.

Por otro lado, utilizando la tasa de conversión emergética del dinero en el índice de intercambio emergético (EER) permite evaluar el intercambio comercial. En el sistema de ciclo completo de ganado en pastoreo, la tasa EER de los novillos es 9, lo cual indica que el agricultor envía 9 veces más emergía fuera del campo (incluida en el producto) que la que recibe acarreada por el dinero. Esta diferencia implica que no se compensa de manera equitativa la emergía ofrecida por el sistema con la recibida en la transacción. Esta emergía invertida en el novillo incluye la emergía contribuida por la sociedad, en el caso de los insumos comprados, y por la naturaleza en el caso del suelo, la lluvia y el agua necesaria para los animales, el trabajo de las plantas para ciclar agua a través de la evapotranspiración, el control de la erosión que realiza una pastura establecida durante 5 años como parte de todo el sistema, etc. (Rótolo et al. en prensa, b). Este desbalance representa una comercialización poco justa ya que ayuda a que el sistema de agricultura y su región pierdan la capacidad natural de sostener el mismo nivel de producción en el largo plazo (Rótolo et al. 2007b; en prensa, b). Además, se observa el aporte energético con que contribuyen los recursos naturales representados por la lluvia (a través de la evapotranspiración).

Estos datos de valoración emergética del ecosistema y sus servicios asociados, al estar fuera de las preferencias del mercado y de determinadas generaciones, constituyen un dato más objetivo para contribuir a la elaboración de planes y políticas regionales de desarrollo.

PUNTOS RELEVANTES A MODO DE CONCLUSIÓN

- Los servicios ecosistémicos al ser parte del potencial natural de las regiones contribuyen a su bienestar. Debido a su compleja interacción dentro del mismo y con sistemas mayores, deben ser estudiados dentro de un contexto de sistemas.
- En la medida en que la intensificación y la expansión agrícola continúen o se agudicen, se hace cada vez más relevante valorarlos para entender la importancia de la participación de los servicios ecosistémicos que la sostienen. El análisis emergético se utilizó para estudiar la contribución de los servicios ecosistémicos.
- El análisis emergético es una metodología ecológico-termodinámica de valoración ambiental basada sobre la conversión de los flujos de energía, masa y dinero en una unidad común (Odum 1996). Estudia la organización de los sistemas termodinámicamente abiertos a través de un enfoque sistémico. Es decir que toma en cuenta las contribuciones de la naturaleza y de la sociedad para la obtención de un producto considerando la totalidad del sistema en donde ese producto es producido. Así es una evaluación de largo plazo y valoración más realista del costo de un producto para la sociedad y para la naturaleza, y provee una base holística para realizar políticas y tomar decisiones de manejo capaces de procurar la sustentabilidad de la región en el largo plazo (Rótolo et al. en prensa, a).

- Los ejemplos presentados en este trabajo también muestran que la evaluación emergética posibilita no sólo determinar o evaluar el comportamiento del sistema, su capacidad de carga y/o el uso de los recursos necesarios para la obtención de un determinado producto, sino también a cada componente que contribuye al producto final. La evaluación emergética muestra ser una valoración objetiva ya que es independiente de las preferencias del mercado. Además, expone la posibilidad de ajustar el foco de abordaje (e.g., estudia el sistema pero a la vez identifica el funcionamiento de los subsistemas) en un mismo análisis dejando lugar para modelar escenarios futuros sin perder de vista las interacciones.
- Estos datos pueden colaborar para la toma de decisiones en una planificación regional acorde con las necesidades ambientales y sociales de la misma y de su inserción e implicancia en el ambiente y sociedad nacional.

BIBLIOGRAFÍA

- Bardi, E. y M.T. Brown. 2001. Emergy Evaluation of Ecosystems: a basis for environmental decision making. Pp. 81-98 en: Brown, M.T. (ed). Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Bell, S. y S. Morse. 1999. Sustainability indicators. Measuring the inmeasurable. Earthscan Publications. London. UK. Pp. 192.
- Brown, M.T. y S. Ulgiati. 2004. Emergy Analysis and Environmental Accounting. Pp. 329-354 en: Cleveland. C. (ed.). Encyclopedia of Energy, Academic Press, Oxford, UK.
- Brown, M.T., S. Brandt-Williams, D. Tilley y S. Ulgiati. 2000. Emergy synthesis: an introduction. Pp. 1-14 en: Brown, M.T. (ed). Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Campbell, D. 2001. An energy system analysis of constrains on economic developments. En: Ulgiati, S. (ed.). Advances in Energy Studies: Exploring supplies, constrains, and strategies. Servizi Grafici Editoriali. Padova. Italy.
- Daily, G.C. 1997. Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press. Washington, D.C. EE.UU. Pp. 392.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41:393-408.
- Franzese, P.P., T. Rydberg, G. Russo y S. Ulgiati. 2007. Fifth Bienial Advances in Energy Studies: "Perspectives on Energy Future". Portovenere, Italia.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.
- Odum, H.T. 1996. Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making. John Wiley & Sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 369.
- Rótolo, G.C. y C. Francis. 2008. Los servicios ecosistémicos en el corazón agrícola de Argentina. Ediciones INTA. Miscelánea 44. Pp. 21.
- Rótolo, G.C., C. Francis y S. Ulgiati. En prensa (a). Emergy: a new approach to environmental accounting. En: Tow, P. et al. (eds.). Rainfed farming systems. Springer.
- Rótolo, G.C., C. Francis y S. Ulgiati. En prensa (b). Rainfed agroecosystems in South America: evaluation of performance and environmental sustainability. En: Tow, P. et al. (eds.) Rainfed farming systems. Springer.

- Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007a. Emergy evaluation of grazing cattle of Argentina's Pampas. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 119:383-395.
- Rótolo, G.C., T. Rydberg, G. Lieblein y C. Francis. 2007b. Hidden value in the steers of Argentina's Pampas. En: Brown, M.T. (ed). *Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Rydberg, T., G. Gustafson y W. Boonstra. 2007. Farming in prosperous way down- a systems ecology approach. En: Brown, M.T. (ed). *Emergy Synthesis: Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings of a conference held at Gainesville, FL September 1999. The Center for Environmental Policy, University of Florida. Gainesville. EE.UU.
- Ulgianti, S., S. Bargigli y M. Raugeri. 2007. An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. *Journal of Cleaner Production* 15:1359-1372.

Capítulo 28

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: UN MARCO CONCEPTUAL EN CONSTRUCCIÓN. ASPECTOS CONCEPTUALES Y OPERATIVOS

Alice Altesor, María P. Barral, Gisel Booman, Lorena Carreño, Estela Cristeche,
Juan P. Isacch, Néstor Maceira y Natalia Pérez

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: ¿PARA QUÉ?

América Latina en general, y Argentina en particular, se caracterizan por poseer economías basadas sobre la exportación de grandes volúmenes de unos pocos productos con valor agregado bajo. Este tipo de exportaciones tiene poca capacidad de generación de empleo y ejerce una demanda fuerte sobre los recursos naturales. El capital natural del cual proviene se encuentra amenazado seriamente. Las amenazas se asocian a la erosión de la biodiversidad, a la degradación de los suelos, a la contaminación del agua, a la deforestación y a la desertificación, entre otros aspectos. La proporción baja de áreas protegidas en el territorio argentino subraya la importancia de alcanzar sistemas productivos y de uso de la tierra que conserven el capital natural como base productiva de la sociedad.

Las condiciones económicas y ambientales señaladas y un reciente, aunque promisorio, desarrollo conceptual y metodológico acerca de los servicios ecosistémicos (SE) evidencian la necesidad de aplicar este enfoque. El concepto de SE representa una aproximación integral para incorporar la dimensión ambiental en la toma de decisiones, planificar el uso de la tierra y promover el bienestar humano. También favorece la articulación entre el sistema científico y los tomadores de decisiones, públicos y privados, lo que hace posible la resolución de conflictos sobre bases más objetivas.

El concepto de SE puede inducir al sistema científico a investigar de un modo diferente, a favorecer el diálogo entre disciplinas en búsqueda de visiones integradoras, a concentrar esfuerzos, a desarrollar sinergias y a estrechar los vínculos entre el sistema científico y la sociedad. Plantea desafíos de desarrollo conceptual y metodológico no sólo en las disciplinas de las ciencias naturales sino también en las ciencias sociales como Economía, Derecho y Sociología.

DEFINICIONES

Durante la última década se ha incrementado el número de trabajos que discuten el concepto de SE en busca de definiciones claras y operativas. Las primeras definiciones fueron planteadas por Ehrlich y Mooney (1983); luego, Daily (1997) definió los SE como “las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas sostienen y satisfacen la vida humana.” Costanza et al. (1997) hablan de “los beneficios que las poblaciones humanas obtienen directa o indirectamente de las funciones ecosistémicas.” Algunos años más tarde, como parte de un esfuerzo internacional que involucró a más de 1300 científicos de diferentes países, se definieron a los SE como los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos y contribuyen a hacer la vida posible y también digna (MA 2003). En este informe se propuso una clasificación de los SE en cuatro grandes grupos. Se agruparon como “servicios de provisión” a los productos obtenidos de los ecosistemas (e.g., madera, agua potable, fibras, etc.). Los procesos ecosistémicos (e.g., la regulación climática e hídrica, la polinización, etc.) se reunieron como “servicios de regulación”. Los beneficios no materiales (e.g., la recreación, la educación, la estética, etc.) fueron asociados como “servicios culturales”. Por último, todos aquellos procesos necesarios para la producción del resto (e.g., la productividad primaria, la formación de suelo y el ciclado de nutrientes) fueron definidos como “servicios de soporte”.

Diversos autores, como Boyd y Banzhaf (2007) y Wallace (2007), advierten sobre la ambigüedad de estas definiciones, que resultan poco operativas para el desarrollo de ejercicios de contabilidad. Una diferencia importante entre la definición de Boyd y Banzhaf y las enunciadas anteriormente es la distinción entre los servicios ecosistémicos y los beneficios derivados de ellos. Por ejemplo, la recreación, con frecuencia considerada un servicio ecosistémico, de acuerdo a estos autores constituye más bien un beneficio que se deriva de la combinación de factores múltiples: capital natural, infraestructura, capital humano, capital social, etc. Por lo tanto, al basarse sobre esta distinción que marcan Boyd y Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) postulan como SE sólo a “aquellos aspectos de los ecosistemas que son utilizados ya sea activa o pasivamente en aras del bienestar humano.” Esto último indica que las funciones o procesos constituyen servicios en la medida que existan humanos que se beneficien de los mismos. Sin beneficiarios humanos no hay servicios (Fisher et al. 2009). También es importante considerar la complejidad de interacciones entre funciones ecosistémicas, servicios y beneficios derivados. Una misma función ecosistémica puede proveer más de un servicio y, a su vez, un servicio puede asociarse a más de un beneficio, y viceversa; es decir, un beneficio dado puede ser producto de la interacción de varios servicios ecosistémicos. En este contexto, Fisher et al. (2009) plantean una distinción entre servicios intermedios y finales en dependencia de su vínculo indirecto o directo en la provisión de un beneficio a la población humana. Por ejemplo, la productividad primaria neta aérea (PPNA) es un proceso ecosistémico (SE intermedio) a partir del cual se produce forraje y secuestro de carbono (SE finales) (Figura 1b). Estos servicios finales, a su vez, proveen beneficios directos al ser humano. A partir de la producción de forraje se obtiene carne y leche (bienes tangibles y apropiables) para cuya obtención es necesaria la mano de obra humana. El secuestro de carbono, constituye otro SE final asociado al mismo SE intermedio, la PPNA. El secuestro de carbono provee un beneficio intangible y no apropiable, la regulación climática, en este caso el beneficio no incluye otras formas de capital.

La identificación de una propiedad ecosistémica como servicio es contextual y depende del beneficio al cual contribuye. Así, por ejemplo, la PPNA también puede ser un SE final si el beneficio es la madera. La estructura del ecosistema también es un servicio en la medida que provee la plataforma desde la cual suceden/se desarrollan los procesos ecosistémicos (Fisher et al. 2009). Esto no significa que estructura, función y servicios sean sinónimos (ver Caja 1), los servicios ecosistémicos sólo existen en función del bienestar humano. En este libro se utilizan distintas definiciones y clasificaciones de servicios ecosistémicos; esta heterogeneidad refleja el proceso de construcción del término y el debate que subyace entre los científicos para tornar operativo un marco conceptual a ser aplicado en distintos contextos de toma de decisiones y con distintos propósitos (Costanza 2008, Fisher et al. 2009). Un punto de partida fundamental es avanzar en la comprensión y cuantificación del vínculo entre las propiedades ecosistémicas y los beneficios que proveen.

Caja 1. Glosario

- Estructura del ecosistema: componentes bióticos (plantas, animales y descomponedores) y abióticos (agua, atmósfera y minerales del suelo).
- Funcionamiento ecosistémico: procesos y aspectos dinámicos de los ecosistemas. Incluyen el flujo de energía y la circulación de materiales.
- Beneficios: bienes (o productos tangibles como madera, leche, carne, granos) y servicios (no tangibles como recreación, regulación climática) que los humanos obtienen de los ecosistemas y que pueden incluir otras formas de capital (e.g., capital físico, humano, etc.).

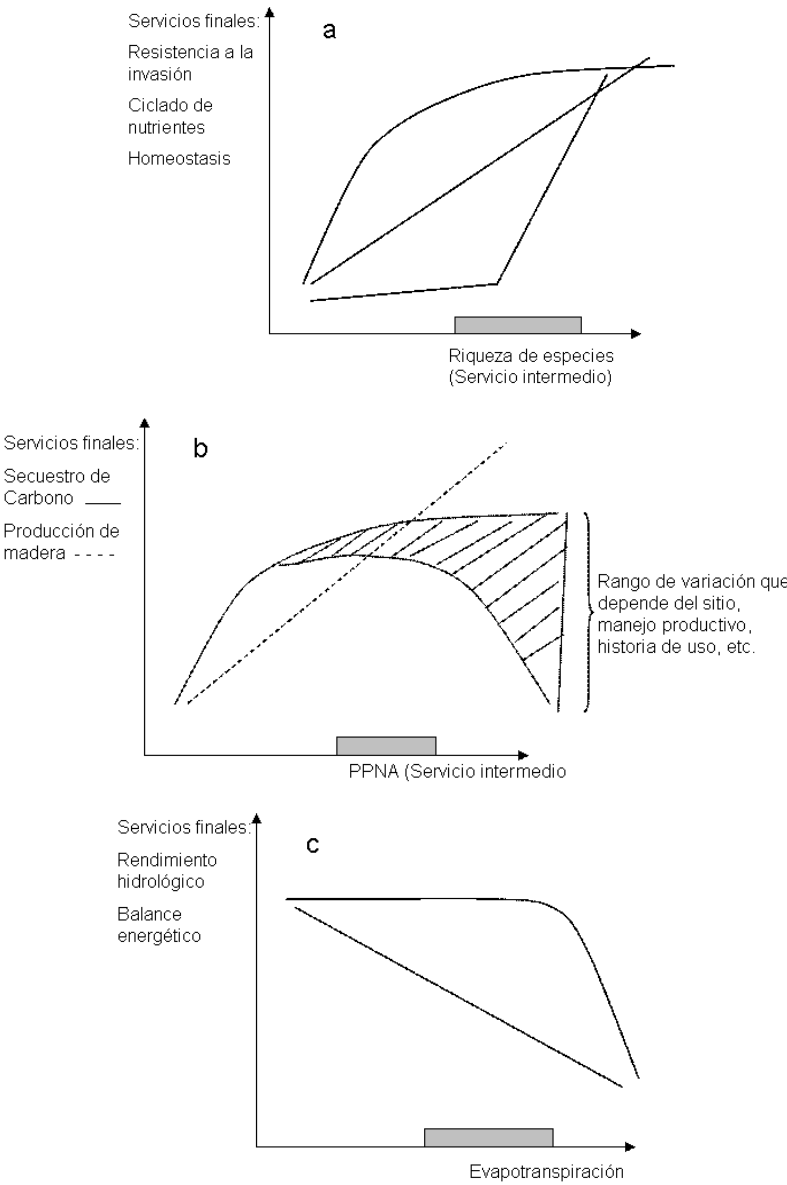
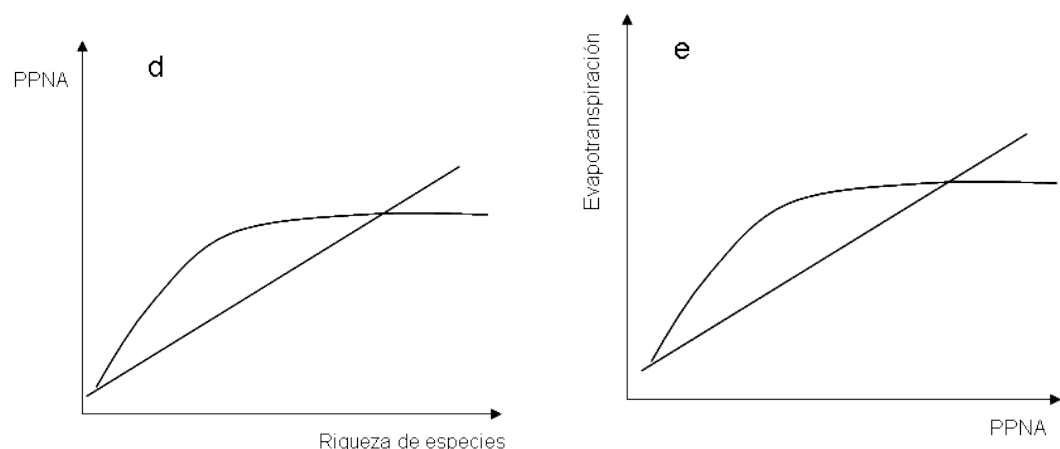


Figura 1. Relaciones entre estructura, procesos y servicios. Relaciones entre servicios intermedios y servicios finales (a, b, c). Interacciones entre servicios ecosistémicos intermedios (d y e).

En (a) se muestra la relación funcional entre la riqueza de especies y diversos servicios ecosistémicos finales como la resistencia a la invasión, el ciclado de nutrientes y la homeostasis o estabilidad ecosistémica. Los beneficios que obtiene la población humana de estos servicios son: control de plagas y enfermedades, fertilidad del suelo, control de la erosión, control climático y protección contra eventos de sequía. En (b) se representan las funciones correspondientes a la relación Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) vs Secuestro de Carbono (—) y producción de madera (- - -); los beneficios son la provisión de madera y la regulación climática. En (c) se representa la relación entre la evapotranspiración y dos servicios ecosistémicos finales: el rendimiento hidrológico y el balance energético; los beneficios son la provisión de agua para beber, irrigación, energía hidroeléctrica, recreación y control climático. (d) Dos posibles tipos de relación entre riqueza de especies y productividad primaria neta. (e) Se muestran dos posibles tipos de relación entre PPNA y evapotranspiración.

En a, b y c se indica con una barra gris el rango de valores del sistema natural de referencia de la variable independiente.



RELACIONES FUNCIONALES: ¿QUÉ SABEMOS Y QUÉ NOS FALTA CONOCER?

La comprensión de los fenómenos ecológicos provee la base para resolver los conflictos entre el Hombre y la naturaleza (Odum 1969). El vínculo entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y el nivel de provisión de un servicio determina una relación funcional (funciones de producción) (Daily et al. 2000, 2009). Hasta el momento se han desarrollado fundamentalmente aquellas funciones que relacionan procesos ecosistémicos con servicios agropecuarios (e.g., la función que relaciona la PPNA y la producción de forraje). Sin embargo aún queda mucho por conocer acerca de las interacciones y las dependencias entre componentes y procesos ecosistémicos, así como de sus relaciones con muchos servicios menos estudiados. En la Figura 1 se ejemplifican relaciones funcionales entre servicios ecosistémicos intermedios y finales. Por ejemplo, en la Figura 1a se muestra la relación funcional entre la riqueza de especies y dos servicios ecosistémicos finales: la resistencia a la invasión de la cual la humanidad obtiene protección contra plagas y enfermedades (beneficios), y la homeostasis o estabilidad en las propiedades ecosistémicas (Hooper et al. 2005), que redundará en varios beneficios como el control climático y la provisión de alimentos. En la Figura 1c se representan posibles relaciones funcionales entre un SE intermedio, la evapotranspiración y dos servicios ecosistémicos finales: el rendimiento hidrológico y el balance energético. En este caso, los beneficios son la provisión de agua para beber, irrigación, energía hidroeléctrica, recreación y control climático.

Otro aspecto ejemplificado en las Figuras 1d y 1e es la complejidad de interacciones entre estructura, procesos y servicios. Estas interacciones en su mayoría no son lineales, son sensibles a procesos de retroalimentación, poseen tiempos de retardo y son difíciles de predecir. En general, sus resultados dependen de la escala de observación y, en muchos casos, son graduales hasta que alcanzan un umbral a partir del cual los cambios pueden ocurrir de forma brusca (Scheffer et al. 2001). Acerca de algunas de estas interacciones existen distintas hipótesis o modelos sobre los cuales nos basamos para los esquemas; sin embargo, otras no han sido estudiadas aún.

También queda en evidencia que, en muchos casos, la provisión de un servicio ecosistémico afecta de manera negativa el suministro de otros servicios, como se puede observar en la Figura 1b. Por ejemplo, la PPNA se relaciona de forma positiva con la provisión de madera; no obstante, con el

secuestro de carbono esta relación puede tornarse negativa y posee un rango de incertidumbre amplio que dependerá de un conjunto de factores (e.g., características del sitio, manejo productivo, etc.). De esta manera, distintos beneficios derivados del mismo proceso ecosistémico pueden estar en conflicto [Balvanera et al. (Cap. 2), Fisher et al. 2009]. Este aspecto adquiere mayor relevancia cuando, además, alguno de esos beneficios constituye un bien comercializable (e.g., madera) y otros, en cambio, no son apropiables y podrían no ser percibidos por parte de la población (e.g., la regulación climática).

La caracterización de las relaciones funcionales entre propiedades ecosistémicas y servicios permite identificar umbrales y riesgos que hagan posible la toma de decisiones de manejo sobre bases objetivas. Es responsabilidad del sistema científico evaluar los impactos de los actos humanos sobre los ecosistemas, así como su “resiliencia” o capacidad de absorber perturbaciones y regresar al estado estacionario. Como resultado de la pérdida de resiliencia, el sistema puede cambiar inesperadamente de estado ante un evento (e.g., una sequía, una inundación, un incendio o la invasión de una maleza) que en circunstancias previas no había generado tal efecto. Una vez que sucede algo así, el regreso a la situación anterior no se produce necesariamente por el mismo camino; a esto se le denomina “histéresis” (Beisner et al. 2003). Este tipo de fenómenos compromete de manera importante la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios.

Profundizar en el conocimiento acerca de las funciones que relacionan estructura y funcionamiento ecosistémico con la provisión de servicios es un desafío importante para la comunidad científica. La posibilidad de identificar, describir y cuantificar la provisión de servicios ecosistémicos desde el punto de vista biofísico constituye un punto de partida imprescindible para la toma de decisiones. El sistema científico debería proporcionar a los gestores instrumentos de seguimiento apropiados que permitan una evaluación rápida de las condiciones actuales y de los cambios observados en los ecosistemas, su salud y su integridad ecológica. Para ello, las comparaciones de las tendencias entre los ecosistemas dentro de las áreas protegidas y sus entornos inmediatos sometidos a distintos usos permiten el desarrollo de sistemas de alarma que pueden detectar tendencias, amenazas o situaciones de riesgo. Esta posibilidad resalta la importancia de las áreas protegidas como sistemas de referencia para obtener información valiosa para el manejo de los recursos naturales.

APROPIACIÓN Y USO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: CONFLICTOS Y DESAFÍOS

En el apartado anterior hemos desarrollado la importancia de la identificación y cuantificación de los SE, el siguiente desafío es incorporarlos en los procesos de toma de decisiones [ver Paruelo et al. (Cap. 31 de este libro)]. El vínculo entre la naturaleza, los SE, los valores, las instituciones y las decisiones es muy complejo y dependiente del contexto social y político en el que se desarrolle (Daily et al. 2009). El concepto de SE sugiere la importancia de los aspectos biológicos, sociales y culturales; sin embargo, su estudio, en general, no ha sido abordado de una manera interdisciplinaria. Es necesario un enfoque multidisciplinario y multiactoral para comprender el uso, el acceso y el conflicto en torno a los SE [Quetier et al. 2007, Balvanera et al. (Cap. 2 en este libro)].

A continuación exponemos algunos aspectos que consideramos importantes a tener en cuenta en este análisis.

a) Toda intervención implica cambios en la magnitud y sentido de los niveles de provisión de SE. Es importante destacar, además, que existen compromisos entre los niveles de provisión de dichos servicios (ver Figura 1). En muchos casos, al maximizar algunos servicios se afecta de forma negativa a otros, y esto puede suceder en distintas escalas espaciales y temporales (Balvanera et al. en este libro) y tener distintas consecuencias sobre diferentes actores sociales. Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, ya sea al reemplazar la vegetación (i.e., agricultura o forestación) o al modificar el régimen de disturbios (i.e., ganadería) alteran la capacidad de los mismos para proveer servicios. Entonces aparecen compromisos o sinergias entre servicios con los distintos usos del suelo (ver Figura 2).

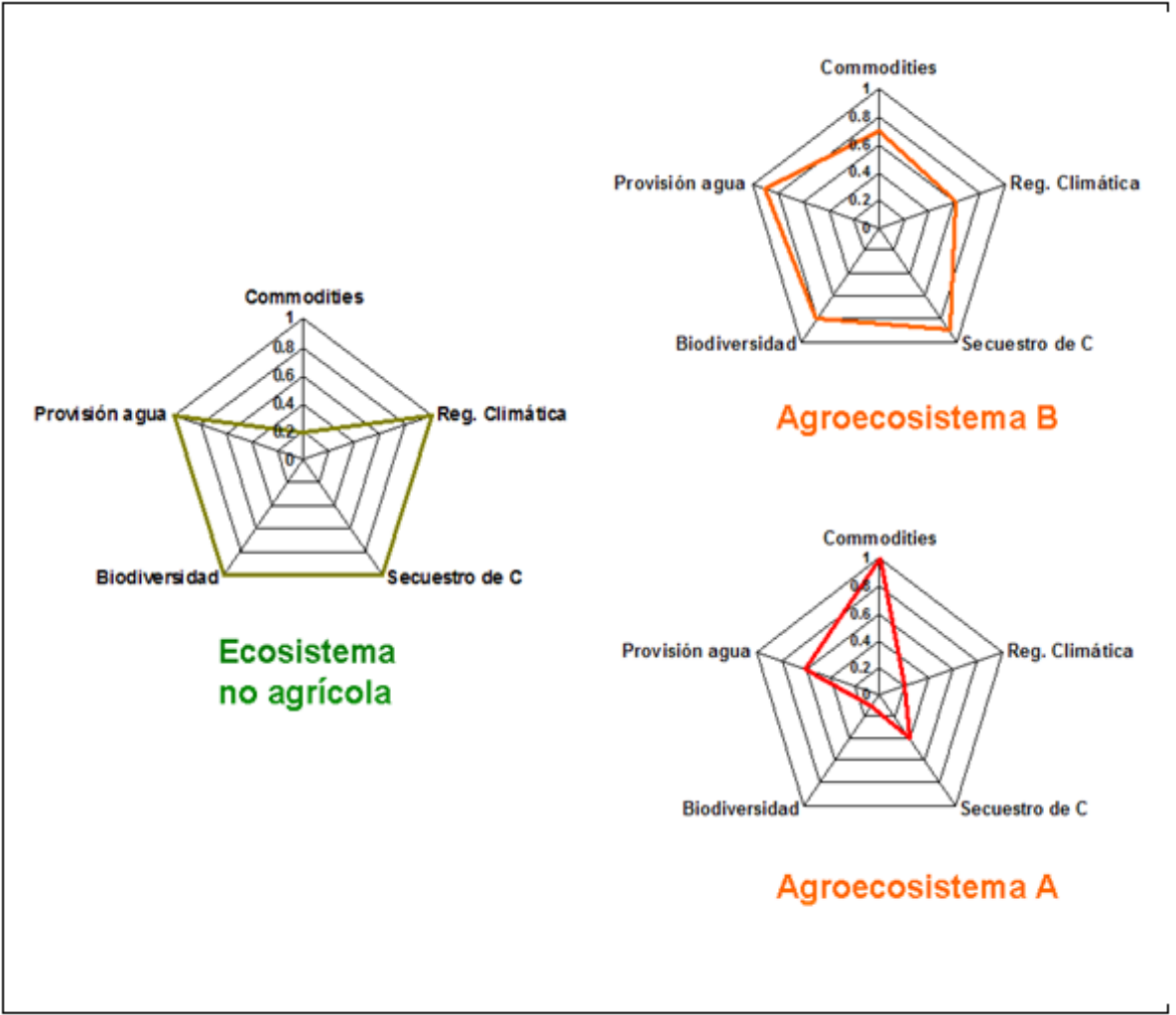


Figura 2. El esquema muestra tres tipos de ecosistemas: No agrícola, donde se maximizan servicios y bienes ecosistémicos de apropiación fundamentalmente pública; Agroecosistema A, donde se maximiza la producción de commodities de apropiación fundamentalmente privada y Agroecosistema B donde se maximiza la sustentabilidad ecológica, ambiental y social. En cada caso se muestran los compromisos en la provisión de diferentes servicios ecosistémicos. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.

b) Es fundamental considerar las escalas espacio-temporales ya que la provisión de SE es muy dinámica y heterogénea en el espacio. Nes y Scheffer (2005) señalan la importancia de mantener la heterogeneidad de parches en el uso del suelo para amortiguar fenómenos de histéresis y cambios catastróficos en los servicios. En el contexto de la transformación agrícola de Latinoamérica esto significa poner particular atención a la indiscriminada expansión de los monocultivos.

Con la idea de incorporar los aspectos territoriales al análisis de los servicios, Fisher et al. (2009) proponen una categorización de los servicios de acuerdo al sitio de provisión y alcance de sus beneficios. Así consideran SE “in situ” cuando la provisión y el beneficio están acotados a una misma localidad, “omnidireccionales” cuando el servicio es provisto en un lugar pero sus beneficios se extienden en distintas direcciones, y “direccional” cuando el beneficio está claramente dirigido en cierta dirección de flujo, como, por ejemplo, la protección contra inundaciones o derrumbes en las partes bajas de una cuenca.

c) Reconocer e identificar los distintos actores involucrados. En ese sentido, Scheffer et al. (2000) identifican “afectadores” y “beneficiarios” de los servicios ecosistémicos. A través de sus actividades, los “afectadores” pueden alterar de manera negativa el nivel de provisión de un servicio. Los beneficiarios son quienes directa o indirectamente consumen o utilizan los SE. En algunos casos, los mismos actores podrían ser afectadores y beneficiarios, como en el caso de aquellos productores familiares que viven en el mismo lugar que explotan productivamente. En estos casos se puede ejercer un retrocontrol que permite la explotación de los recursos sin afectar de forma severa la provisión de otros servicios involucrados [Paruelo (Cap. 5)]. Sin embargo, lo más frecuente parecería ser que los afectadores y beneficiarios no coincidan en su identidad y ni siquiera vivan en el mismo sitio. Tal es el caso de la agricultura industrial o las plantaciones forestales que usualmente son propiedad de empresas multinacionales sin vínculo territorial con los sitios transformados.

d) Considerar que los SE no son “commoditizables” (i.e., que su producción y consumo están ligados de manera territorial). Esto determina que no puede protegerse la biodiversidad en un área y transformar por completo otra ya que el elenco de especies será distinto. Tampoco puede comprometerse la provisión de agua o el valor escénico de un área suponiendo que será compensada con la protección de otra. El diseño de paisajes complejos capaces de proveer un mínimo socialmente aceptable de los SE más relevantes es un aspecto prioritario.

e) La valoración de los servicios ecosistémicos ha sido planteada como una contribución potencial en la toma de decisiones para el desarrollo de sistemas sostenibles (Farber et al. 2002). El concepto de servicios ecosistémicos ha sido desarrollado en parte como sustento de esta valoración (Fisher y Turner 2008).

Varios capítulos de este libro desarrollan diferentes enfoques para cuantificar y valorizar a los SE. Algunos métodos son complementarios y otros no, lo cual refleja, entonces, algunas de las controversias más notorias sobre el tema.

Un agrupamiento en función de los objetivos y los enfoques desarrollados identifica varios grupos.

a) Un primer grupo reúne los trabajos que contribuyen a la identificación y cuantificación de aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (servicios intermedios y/o finales) y a la

evaluación de los impactos promovidos por los cambios en el uso del suelo. Orúe et al. (Cap. 10) desarrollan un modelo orientado a cuantificar y mapear la función de filtrado para la provisión de agua limpia de la vegetación ribereña y los humedales en la Región Pampeana. Isacch et al. (Cap. 23) identifican los SE de las marismas del Atlántico Sudoccidental; Kandus et al. (Cap. 11) desarrollan un enfoque hidrogeomórfico para la revisión de los servicios provistos por los humedales en Argentina. Lara y Urrutia (Cap. 3) enfocan su capítulo sobre los SE provistos por los bosques nativos en Chile. Codesido y Bilenca (Cap. 22) analizan la riqueza de aves en respuesta al cambio de uso del suelo.

b) Con mayor énfasis en los aspectos metodológicos y utilizando distintos criterios funcionales para la evaluación ambiental, se agrupan los capítulos de Barral y Maceira (Cap. 19), Achinelli et al. (Cap. 21), Viglizzo et al. (Cap. 1) y Paruelo et al. (Cap. 6).

c) Somma et al. (Cap. 18) y Dagnino et al. (Cap. 14) incorporan criterios sociales a la evaluación biofísica y en el capítulo de Cisneros et al. (Cap. 24) se agregan también elementos económicos a la evaluación. Laterra et al. (Cap. 16) desarrollan un modelo (ECOSER) que incorpora tanto aspectos biofísicos y socioeconómicos espacialmente explícitos para la evaluación de los SE. Vicente et al. (Cap. 25) desarrollan una metodología para la evaluación de los reservorios de carbono y de los costos económicos para evitar el desmonte para la expansión agrícola. Laclau (Cap. 26) también desarrolla un modelo de simulación de secuestro de carbono, evaluando los beneficios económicos bajo diferentes manejos forestales, pero de bosques implantados.

d) El análisis de los impactos del cambio en el uso del suelo, ha sido documentado por Jobbágy (Cap. 7) para los servicios hídricos en la llanura Chaco-Pampeana. También fue evaluada la dinámica del carbono bajo distintos usos del suelo [Caride et al. (Cap. 20)] y las comunidades de aves en respuesta al impacto de la expansión agrícola en la Región Pampeana [Zaccagnini et al. (Cap. 8)].

e) Otro grupo de trabajos abordaron aspectos conceptuales acerca de cómo valorar los SE e incorporarlos en los procesos de toma de decisiones y ordenamiento territorial. El trabajo de Grau et al. (Cap. 17) discute, a través de dos estudios de caso, el conflicto entre formas tradicionales de uso del suelo y la expansión agroganadera y la relevancia de la escala espacial del análisis. En dos artículos se reflexiona acerca de la ley de bosques: Quispe y Lottici (Cap. 13) resaltan la importancia del pago por servicios ecosistémicos, mientras que Moricz et al. (Cap. 15) subrayan las distintas racionalidades desde las cuales la sociedad se relaciona con la naturaleza.

Aparecen dos enfoques contrastantes en la valoración de los SE. Por un lado, el que resulta de la “demanda” (i.e., valor de mercado, valor de reemplazo, valor contingente, costo de viaje, etc.), y por otro, el enfoque que valora los servicios desde la “oferta” (sobre la base del trabajo y/o de la energía incorporada a esos servicios). El capítulo de J.A. Gobbi (Cap. 12) desarrolla el concepto de pago por servicios ecosistémicos (PSE), y resalta sus virtudes como mecanismo de conservación frente a la adopción de medidas legales de regulación del uso de la tierra. La mayoría de los mercados se han implementado en torno a cuatro SE que son la protección de recursos hídricos y de la biodiversidad, la captura de carbono y la belleza escénica. Se señalan las experiencias desarrolladas en América Latina, de las cuales existe escasa información acerca de sus impactos sobre la conservación. Balvanera et al. (Cap. 2) analizan varios ejes de discusión en torno a los PSE como la inclusión o no de objetivos sociales en los programas, sus consecuencias

en términos de tenencias y derechos sobre bienes que habiendo sido públicos pueden tornarse transables y sus impactos sociales. El enfoque económico de valoración ambiental es insuficiente para predecir características de los ecosistemas como pueden ser la estabilidad en el largo plazo o la degradación física de bienes naturales [Viglizzo et al. (Cap. 1)].

Paruelo (Cap. 5) también aborda de una manera crítica la valoración económica de los SE, y señala dificultades de distinta índole. Por un lado, la poca información que existe acerca de las funciones de producción (i.e., las relaciones entre estructura y funcionamiento ecosistémico y el nivel de provisión de un servicio). Por otra parte, las consecuencias de asumir una lógica de costo-beneficio no sólo excluye tácitamente de la toma de decisiones a los sectores con menor poder económico y político, sino que somete las decisiones sobre uso del territorio a las fluctuaciones del mercado. Paruelo también señala aspectos conceptuales vinculados a la teoría del valor (Marx 2008), no transferible al caso de los SE que no incorporan trabajo humano. En este sentido, los capítulos de Ferraro (Cap. 9) y de Rótolo (Cap. 27) incorporan un enfoque termodinámico en la valoración de los servicios, lo cual constituye una alternativa interesante de valoración partiendo de la “oferta”. El cálculo de la emergencia (i.e., la energía incorporada en la provisión de un bien o servicio) permite el uso de una “moneda común” para la valoración de distintos SE, la unidad de energía solar (emjoules). Su uso facilita las comparaciones entre sistemas muy subsidiados (e.g., los sistemas agroindustriales) y sistemas naturales o seminaturales. Este tipo de análisis, sin embargo, tampoco incorpora la dimensión social (ver capítulo de Paruelo en este libro).

CONCLUSIONES

La difusión de la idea de los SE está asociada a la expectativa y a la necesidad de tornar operativo el concepto para la resolución de conflictos ambientales o para la evaluación de las consecuencias de los cambios en el uso del territorio. A fin de lograrlo se debe dar prioridad a los aspectos que figuran a continuación.

a) Definir las funciones de producción de los beneficios y servicios finales a partir de los procesos ecosistémicos y las funciones de afectación (i.e., el cambio en el nivel de un proceso ecosistémico o servicio en función de los principales factores de estrés o de perturbación). Para ello es fundamental el desarrollo y profundización de la investigación ecológica.

b) El enfoque “multiactoral” implica reconocer la multiplicidad de actores involucrados y, además, su enorme heterogeneidad en términos de sus poderes económicos y políticos.

c) Considerar el carácter territorial y escala-dependiente de la mayoría de los servicios ecosistémicos, en particular de los intangibles y no apropiables. En la mayoría de los casos, el agotamiento en la provisión de un servicio en un lugar dado no puede ser remediado a través de su “importación” de otro sitio.

BIBLIOGRAFÍA

Beisner, B.E., D.T. Haydon y K. Cuddington. 2003. Alternative stable states in ecology. *Front. Ecol. Environ.* 1:376-382.

Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357:253-260.

Daily, G. (ed.). 1997. Introduction: What are ecosystem services. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

Daily, G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, et al. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.

Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, et al. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.

Ehrlich, P.R. y H.A. Mooney. 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience* 33:248-254.

Farber, S., R. Costanza y M. Wilson. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41:375-392.

Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.

Fisher, B. y R.K. Turner. 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.

Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.

Marx, K. 2008. Crítica de la economía política. Ed. Claridad. Buenos Aires. Pp. 138.

MEA. 2003. Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C. EE.UU.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: our human planet. Island Press. Washington, D.C. EE.UU.

Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres y S. Díaz. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales. Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta Ecológica* 84-85:17-27.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.

Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic Mechanisms Preventing Optimum Use of Ecosystem Services: An Interdisciplinary Theoretical Analysis. *Ecosystems* 3:451-471.

Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke y B. Walker. 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Nature* 413, 6856:591-96.

Van Nes, E.H. y M. Scheffer. 2005. Implications of spatial heterogeneity for regime shifts in ecosystems. *Ecology* 86:1797-1807.

Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.

Capítulo 29

COMPLEJIDAD DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESTRATEGIAS PARA ABORDARLA

Santiago Verón, Esteban Jobbágy, Ignacio Gasparri, Patricia Kandus, Marcos Easdale, David Bilenca, Natalia Murillo, Javier Beltrán, José Cisneros, Victoria Lottici, Juan Manchado, Eugenia Orúe y Jeffrey Thompson

INTRODUCCIÓN

Los servicios ecosistémicos involucran una trama compleja de interacciones entre el dominio de lo natural o biofísico, en donde estos servicios se generan, y el de lo humano o social, en donde se capturan o utilizan. Por otra parte, estas interacciones se perciben en forma diferente de acuerdo a pautas culturales y se manifiestan en distintas escalas de tiempo y espacio. Esta complejidad resulta en múltiples definiciones y jerarquizaciones de los servicios ecosistémicos que son relevantes en un determinado territorio, lo cual dificulta una categorización única capaz de satisfacer todos los propósitos por los cuales se puede llegar a aplicar el concepto. Por otro lado, la posibilidad de traducir la noción de los servicios ecosistémicos en decisiones que regulen la forma en que la sociedad usa y cuida su territorio depende de nuestra capacidad para hacer comprensible y cuantificable este concepto. Esto plantea el desafío de sintetizar la complejidad intrínseca de los servicios ecosistémicos de manera de facilitar su cuantificación y análisis. Este capítulo tiene como objetivo presentar un abordaje conceptual al reconocimiento y simplificación de la complejidad asociada a las dimensiones ecológica y social de los servicios ecosistémicos que facilite la solución de conflictos actuales o la prevención de conflictos futuros a través de su aplicación al ordenamiento y la gestión territorial.

La complejidad inherente al estudio de los servicios ecosistémicos deriva de la diversidad de percepciones, de la trama de interacciones entre componentes biofísicos y sociales y de las diferentes escalas espaciales y temporales en las cuales se dan estas interacciones. Subyacente a esta complejidad se encuentra un nivel elevado de incertidumbre, asociado a insuficientes conocimientos y comprensión de los procesos involucrados (y de su interacción). La multiplicidad de percepciones de un servicio ecosistémico se puede ilustrar al tomar como ejemplo la provisión de agua. Si bien un poblador urbano puede interpretar este servicio como el acceso a agua para consumo, un técnico gubernamental puede asimilarlo a la disponibilidad de agua para una central hidroeléctrica. Estas diferentes percepciones resultan en diferentes requerimientos: mientras que el poblador urbano estará interesado en la calidad del agua para consumo humano y en segundo lugar por la cantidad (en particular, asegurarse una cantidad dada durante todo el año), al técnico gubernamental le resultará fundamental el volumen anual, en menor medida la variación estacional y en mucho menor medida aún la calidad química. De la misma manera puede ocurrir que un mismo actor social (el poblador urbano en este caso) perciba dos servicios cuyo nivel de provisión sea competitivo (i.e., la mayor provisión de un servicio disminuirá la provisión del otro) o sinérgico (i.e., a mayor provisión de un servicio aumentará la provisión del otro). La provisión de alimento y el control de inundaciones podrían ilustrar el primer caso (aunque no necesariamente ambos servicios son competitivos). El aumento en el área sembrada con cultivos extensivos redundará en una mayor producción de alimentos aunque también puede incrementar la cantidad de agua que escurre de manera superficial y subsuperficial en una cuenca (ver Jobbágy, Capítulo 7 en este libro); de esta manera aumenta la probabilidad de tengan lugar inundaciones aguas abajo. El ejemplo se torna más complejo al considerar la existencia de umbrales de respuesta (Carpenter et al. 1999, Scheffer y Carpenter 2003) que generen cambios abruptos en la escorrentía una vez que se supera determinado grado de transformación de la cobertura de la tierra. Sumado a lo anterior, en ciertas ocasiones estos cambios pueden ser irreversibles o tener una tasa de recuperación muy lenta.

En mayor o menor medida, los servicios ecosistémicos tienen asociada una escala espacial y una temporal en las que tiene lugar su generación y captura. Por ejemplo, si bien aspectos locales de

un lote agrícola como su cobertura vegetal, la textura del suelo y su pendiente son determinantes de su susceptibilidad a la erosión, aspectos regionales como su posición relativa en el paisaje y el nivel que adopten las variables mencionadas antes en los lotes vecinos ubicados aguas arriba en la misma cuenca son determinantes adicionales, y hasta más importantes, del proceso de erosión. Esto refleja cómo el servicio ecosistémico de protección del suelo puede ser capturado en un lote, pero puede generarse en una superficie mucho mayor (perceptible en el nivel de cuenca hídrica). De la misma manera se producen desajustes de escala en el tiempo. En el caso de la regulación hidrológica, esto se observa cuando la transformación de la cobertura en territorios muy planos inicia un proceso lento pero sostenido de ascenso freático y transporte de sales (Jobbágy, Capítulo 7 en este libro) que se traduce, después de décadas o de más de un siglo, en anegamiento y salinización de suelos y aguas. La generación del servicio de regulación hidrológica se interrumpe, entonces, mucho antes de que se traduzca en un problema para la sociedad.

Los ejemplos anteriores ilustran cuatro aspectos que denotan la complejidad de los servicios ecosistémicos: la multiplicidad (i.e., lo que “a priori” parece un único servicio, son en realidad varios servicios según que sociedad o sector de la sociedad los perciba), las interacciones (i.e., hay sinergias y compromisos entre servicios de muy distinta naturaleza), la no linealidad (i.e., la prestación de un servicio puede caer en forma abrupta e irreversible cuando un cambio ecológico gradual atraviesa un determinado umbral), y los desajustes de escala temporal y espacial entre la generación y la captura de los servicios (i.e., el deterioro en el nivel actual de captura de un servicio en un lugar es el resultado de acciones y cambios ocurridos en el pasado y/o en lugares distantes o superficies más grandes). Resulta muy dificultoso abordar de manera simultánea toda esta complejidad. Por esta razón, en este capítulo se propone un esquema conceptual que articule los sistemas biofísicos y sociales y que ayude a identificar y a jerarquizar los procesos, variables y actores clave en la determinación actual o futura del nivel de provisión de servicios ecosistémicos. Un esquema de este tipo facilitará la inclusión de los servicios ecológicos en la definición del ordenamiento territorial, y así contribuirá a la solución de conflictos actuales o futuros. En la siguiente sección se desarrolla este esquema y luego se presentan ejemplos para ilustrar sus ventajas y limitaciones.

ESQUEMA CONCEPTUAL

Más allá de la definición de servicios ecosistémicos que se utilice, está claro que estos servicios surgen del vínculo entre los sistemas biofísicos y sociales (MA 2005). En la Figura 1 se representan estos sistemas interactuando a través de la provisión y apropiación de servicios ecosistémicos y de la gestión territorial. Los componentes del sistema social podrían ser los afectados (i.e., personas que alteran el nivel de provisión de un servicio) y los beneficiarios (i.e., individuos que utilizan los servicios ecosistémicos). El sistema ecológico comprendería tanto procesos (e.g., productividad primaria, ciclado de nutrientes, etc.) como atributos (e.g., biodiversidad, biomasa). La gestión territorial es parte dependiente del sistema social, e incluye no sólo al ordenamiento territorial (la regulación del uso de territorio) sino también al seguimiento o monitoreo de las variables biofísicas responsables de la provisión de servicios y de la percepción de estos servicios por la sociedad. También involucra los procesos informativos y educativos capaces de influenciar esta percepción. Un esquema de este tipo debería facilitar la implementación de sistemas de monitoreo y la adaptación del ordenamiento territorial a nuevas evidencias técnicas así como a nuevas demandas por parte de la sociedad.

De esta manera, las interacciones que se originen en el componente social estarán motivadas principalmente por la demanda de un servicio ecosistémico, mientras que las originadas en el sistema ecológico lo estarán por la oferta de ese servicio. Puede suceder que la demanda de un bien (o servicio) ecosistémico por parte de un actor social disminuya la provisión de otro bien (o servicio) que beneficia a otro sector de la sociedad (independientemente de que este sector sea consciente o no del beneficio que deriva de dicho servicio) o que la apropiación excesiva de un servicio disminuya la capacidad del sistema ecológico de proveerlo en el futuro. Por ejemplo, en la Figura 1 la disminución en el control de la erosión (e.g., servicio A) debido a un reemplazo hipotético de pastizales por cultivos puede, a su vez, disminuir la provisión de agua potable (servicio B) experimentada por una ciudad aguas abajo. En el caso del servicio E (e.g., provisión de alimentos) su aumento puede estar asociado a una disminución en la biodiversidad (e.g., servicio F); esto aumenta la probabilidad de aparición de epidemias al desaparecer los enemigos naturales de los agentes de transmisión. En ambas situaciones se generará un conflicto que, en la medida en que se tenga conocimiento sobre sus causas, se podrá prevenir o reducir mediante el ordenamiento territorial o a través de acciones de remediación. Para ello, la gestión del territorio deberá establecer un flujo de información (e.g., redes de monitoreo) y de decisiones alimentado por su contacto con el sistema ecológico y el social (e.g., decisiones de política agropecuaria o forestal).

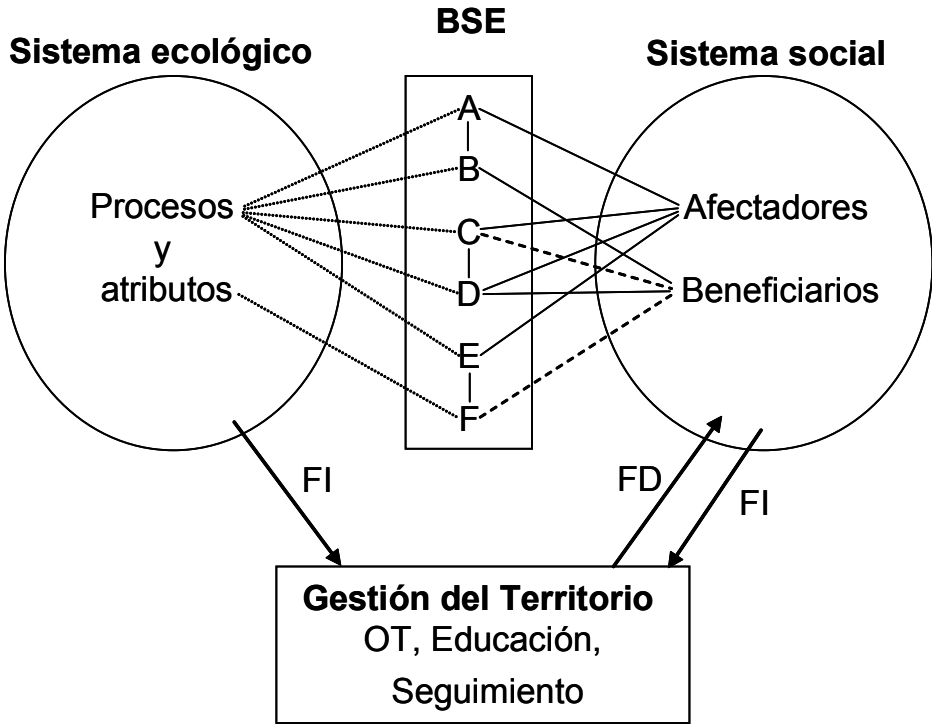


Figura 1. Esquema conceptual para el abordaje y síntesis de la complejidad de los servicios ecosistémicos. (BSE) bienes y servicios ecosistémicos, (OT) ordenamiento territorial, (FD) flujo de decisión y (FI) flujo de información. Las letras de la caja de BSE indican diferentes servicios. Líneas llenas, quebradas y punteadas indican BSE percibidos y no percibidos por la sociedad y los provistos por el sistema ecológico, respectivamente.

Esquemas de este tipo pueden resultar útiles para orientar la toma de decisiones en la gestión del territorio, en especial para la etapa en la cual se establecen prioridades: ¿qué variables medir? ¿Qué acciones de corto, mediano y largo plazo adoptar? Esto se puede hacer por dos grandes aproximaciones: según la percepción de la sociedad o según la evidencia científico-técnica sobre el funcionamiento del ecosistema. Este establecimiento de prioridades busca dar elementos para “reducir” las variables a considerar en la toma de decisiones en la gestión del territorio sin que esto implique desconocer (y por parte del sector técnico en particular) los múltiples servicios y complejidades antes señaladas. A su vez, la aproximación por la dimensión social o por la dimensión biofísica (i.e., desde el sistema ecológico) implica la posibilidad de trabajar en diferentes horizontes temporales y con diferentes enfoques metodológicos. Por ejemplo, la aproximación desde el sistema social permitirá identificar los conflictos vigentes según la percepción de la sociedad y sus diferentes actores y, por lo tanto, priorizar aquellos servicios ecosistémicos sobre los cuales hay que tomar acciones en el corto plazo en pos de solucionar esos conflictos.

De manera alternativa, una aproximación desde el sistema ecológico será más útil para identificar servicios ecosistémicos que pueden estar siendo comprometidos, sin que eso haya sido percibido como un conflicto actual por parte de la sociedad. En este caso, y según el grado de alteración de la provisión del servicio ecosistémico, se podrán establecer acciones de corto plazo o de mediano y largo plazo, incluyendo la transferencia de información a la sociedad para estimular la toma de conciencia sobre el problema no percibido y sostener la toma de decisiones de la gestión del territorio. También pueden darse situaciones en las que el conflicto planteado por parte de las demandas sociales no tenga fundamentos en el sistema ecológico, por lo cual también es necesario informar a la sociedad para sostener la toma de decisiones y redimensionar el problema.

En el esquema propuesto deliberadamente se ha omitido incluir la escala dado que estará determinada por el tipo de bienes y servicios a considerar y por el tipo de aproximación. En la aproximación desde la dimensión social resulta prioritario para delimitar los elementos del sistema social que deben considerarse, identificar las redes de conexión social y posibles teleconexiones (influencias entre actores distantes) apoyadas en el flujo de información que generan los mercados o los medios. En las aproximaciones desde el dimensión biofísica, el tratamiento explícito de las escalas espacial y temporal relevantes será prioritario para establecer qué procesos y atributos del sistema biofísico deben someterse a estudio y análisis.

EJEMPLOS DE ESTABLECIMIENTO DE PRIORIDADES

Aproximación por la dimensión social: El caso de la deforestación en la Provincia de Salta: ordenar el territorio para satisfacer diferentes demandas sociales

Las regiones del noroeste y noreste de Argentina han experimentado (desde comienzos de la década del '70) un proceso de reemplazo de los bosques nativos por cultivos agrícolas. A partir de 2002 este proceso se ha intensificado (i.e., en 2007 se otorgaron permisos para desmontar ca. 435000 ha) (Leake y Ecnomo 2008) en particular debido a la difusión de la soja, cuyo cultivo se vio favorecido por una combinación de paquetes tecnológicos (soja resistente al Glifosato y siembra directa) y a los precios internacionales elevados. Este proceso de tala y desmonte motivó la presentación de un amparo ante la Corte Suprema de Justicia de la Nación por parte de los

pueblos originarios, los pobladores locales y las asociaciones criollas de los departamentos de Rivadavia, San Martín, Orán y Santa Victoria, de la Provincia de Salta (ver en este libro: Somma et al., Capítulo 18, y Quispe y Lottici, Capítulo 13). La presentación del amparo pone de manifiesto la existencia de un conflicto en torno a la apropiación de los servicios ecosistémicos provistos por los bosques secos, a la vez que promueve la definición de políticas ambientales. Este es un caso que claramente debe ser abordado por la dimensión social al considerar la existencia de un conflicto actual.

En el caso descrito, los bosques chaqueños de la Provincia de Salta están vinculados con la identidad cultural tanto de los pueblos originarios como criollos. Esta identidad se materializa en la apropiación de algunos bienes y servicios del bosque como los recursos no madereros (e.g., fibra de chaguar, frutos de algarrobo o presas de caza como charatas, corzuelas y armadillos) utilizados por los pueblos originarios, y de forraje para los criollos dedicados a la ganadería extensiva en el sistema de puestos. Los bosques también proveen madera para uso local (i.e., leña y carpintería menor) y espacios de recreación para los pobladores de pueblos y ciudades de la región y los eventuales visitantes, aunque estos bienes y servicios parecerían tener un grado de conflicto menor a los antes mencionados. También podemos encontrar actores sociales, no necesariamente locales, que demandan de los bosques chaqueños de Salta hábitats para la conservación de la biodiversidad y almacenaje de carbono. Por último, podría darse la existencia de otros actores que, sin tomar conciencia, reciben el beneficio de algún servicio afectado (e.g., el caso de la provisión de agua a todos los habitantes de esos cuatro departamentos o la protección de suelos). Los empresarios agropecuarios que cultivan las tierras desmontadas se comportarían como beneficiarios del servicio de provisión de bienes (i.e., grano) y como afectados negativos de todos los otros servicios antes mencionados. El conflicto, a su vez, se ve agravado por problemas institucionales asociados a las formas de tenencia de la tierra, a la inseguridad jurídica y a la pobreza. La escala espacial en este caso ha sido establecida por la resolución de la Corte Suprema al circunscribirse a los cuatro departamentos mencionados, aunque claramente se trata de un fenómeno regional que trasciende a estos departamentos y que abarca y afecta a otras provincias. De la misma manera, la escala temporal en la que distintos beneficiarios podrían verse afectados supera a periodos mayores al de un ciclo agrícola, preferentemente varias décadas, de manera de contemplar posibles efectos con retraso (e.g., anegamiento y salinización en áreas llanas).

La búsqueda de soluciones al conflicto a partir del ordenamiento y gestión del territorio en una “aproximación por la dimensión social” diferirá según los servicios ecosistémicos percibidos y demandados por la sociedad. El establecimiento de prioridades debe surgir de procesos de consultas participativas, pero para el ejemplo y en función de cómo se ha manifestado el proceso hasta la actualidad se puede sugerir dentro del marco de este enfoque social un orden de prioridades sobre los servicios ecosistémicos que compiten con la producción industrial de alimento y “commodities”, y que deberían incorporarse en la toma de decisiones del OT. En un primer plano, con alta prioridad se pueden indicar los sitios de valor cultural para pueblos originarios y la biodiversidad de los productos no madereros de uso tradicional de pueblos originarios, así como el forraje y espacio para la ganadería extensiva tradicional. En un segundo plano de prioridad se podría ubicar la conservación de biodiversidad en particular demandada por actores locales o no locales que incluye la diversidad genética, de ambientes (i.e., comunidades de plantas y animales) e inclusive de paisajes. Por último, en un tercer plano, la regulación hidrológica y climática y el almacenaje de carbono demandado por poblaciones no locales o incluso de fuera del país. Este orden de prioridades permitiría que para la gestión del territorio en el corto plazo sólo sea

necesario incorporar tres o cuatro aspectos (prioridades alta y media) en función de las demandas sociales más salientes, más allá de los múltiples servicios ecosistémicos existentes.

Dirimir el conflicto entre usos alternativos del territorio requiere conocer la magnitud de los servicios ecosistémicos provistos y la valoración (i.e., importancia relativa) que la sociedad hace de cada uno de esos servicios ecosistémicos, y tener presente la irreversibilidad o no de los caminos de transformación territorial que se emprendan. Además, dentro del esquema propuesto, el establecimiento de prioridades resulta determinante para lograr un ordenamiento territorial, por lo cual también deberían contemplarse aspectos éticos y políticos asociados a la capacidad de cada grupo social para hacer prevalecer sus intereses. Además, el diseño de diferentes alternativas del uso del territorio requiere de la cuantificación y la comparación de los bienes producidos según cada alternativa, y de la búsqueda de sinergias que posibiliten tanto un aumento en el rendimiento de los cultivos como de la provisión de los demás servicios ecosistémicos, con énfasis en los más valorados por parte de la sociedad.

Aproximación por la dimensión biofísica. El aporte de contaminantes en una cuenca de la Provincia de Buenos Aires: preservar la calidad del agua antes de que sea un problema

En este tipo de aproximación, el sistema de Ciencia y Técnica, ante un territorio determinado, identifica y jerarquiza los servicios ecosistémicos según su importancia general (i.e., aquellos servicios que en todos los contextos sociales suelen ser valorados) y busca, por un lado, vincular estos servicios a los procesos y atributos de los ecosistemas que los generan y, por el otro, determinar en que medida los distintos servicios pueden entrar en conflicto en el contexto social actual o futuro. En esta aproximación resulta especialmente valioso conectar a los servicios ecosistémicos con el conjunto más simple posible de procesos y atributos de los ecosistemas, y de esta forma describir cómo a) distintas alternativas de uso del territorio afectan a este conjunto clave de procesos y atributos, y b) cómo los cambios en los procesos y atributos ramifican sus consecuencias hacia la generación de servicios ecosistémicos que eventualmente generan beneficios a distintos actores de la sociedad.

Para ejemplificar este tipo de aproximación se utilizará como referencia el capítulo de Orúe et al. (Capítulo 10 en este libro). En la Pampa Húmeda, el avance de la agricultura sobre el uso ganadero extensivo se produjo sin mayores niveles de conflicto social y hasta es percibido como un proceso beneficioso que dinamiza las economías locales. En el caso de la cuenca de la laguna de Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires), mediante la utilización de modelos en sistemas de información geográficas se puede evaluar el impacto de la expansión agrícola sobre la calidad del agua superficial. En particular, la expansión del uso agrícola en zonas con pendientes marcadas es relevante para la calidad de agua superficial por los aportes elevados de nitrógeno, fósforo y sedimentos que producen a los cursos de agua y en última instancia a la laguna. A su vez, el mantenimiento y/o la restauración de áreas pequeñas de vegetación de ribera y humedales en sitios particularmente críticos para el funcionamiento y filtrado de contaminantes puede reducir de manera significativa el aporte de contaminantes de la cuenca. El ejemplo utilizado tiene, además, la característica de que el problema de la contaminación en un cuerpo de agua es un proceso en parte acumulativo y que en etapas iniciales puede no ser percibido como un problema por la sociedad; cuando efectivamente es detectado y se instala como una demanda social, el grado de avance del problema puede limitar las acciones posibles. En este caso, la gestión del territorio por

medio de una aproximación técnico-científica (i.e., aproximación por dimensión biofísica) tiene la posibilidad de priorizar la provisión de agua de calidad como un servicio ecosistémico que se está alterando aunque no se haya creado un contexto de demanda o conflicto social al respecto. Es más, la gestión del territorio dispondría en este caso de indicaciones concretas sobre desalentar o restringir la expansión agrícola en sitios con pendientes superiores a 15%, además de conservar y restaurar vegetación de ribera y de humedales en localizaciones específicas. Todo ello debería ser acompañado de un programa de monitoreo de calidad de agua para validar y ajustar los resultados de los modelos y de un plan de transferencia de información hacia la sociedad local sobre las razones y previsiones que impulsan las decisiones del gestión del territorio.

ALCANCES Y LIMITACIONES DEL ESQUEMA

La ventaja del esquema propuesto es que, además de estructurar la complejidad inherente al estudio de los servicios ecosistémicos, permite priorizar los aspectos que deben ser tenidos en cuenta para actuar frente a conflictos actuales o potenciales derivados de la interacción entre el Hombre y el medio ambiente. Esta priorización permite que en aspectos operativos la gestión del territorio se concentre en un número manejable de variables o de aspectos del territorio en función de las demandas sociales o de la evidencia técnica (según la aproximación) que se articulen en forma dialéctica. Este conjunto de variables surgido de la priorización, de ninguna manera debe ser considerado como una lista cerrada. Por el contrario, es deseable su revisión y ampliación acompañando los cambios de conocimiento y demandas sociales.

Además del proceso (algo arbitrario) de priorización, existe la posibilidad de reducir variables o aspectos del territorio a considerar a partir de procedimientos técnicos que permitan la identificación de procesos integradores en el ámbito del sistema ecológico y de “variables reguladoras” (i.e., “drivers”) en el sistema social. Por procesos integradores se entienden funciones del ecosistema que resuman en su valor varios otros aspectos de los ecosistemas que pueden dar lugar a la provisión de servicios ecosistémicos. Es probable que un solo indicador no cubra por sí solo todos los requerimientos y, en cambio, se deba usar un conjunto limitado. La productividad primaria es un ejemplo de variable indicadora con gran potencial para caracterizar la prestación de algunos servicios ecosistémicos, pero limitada para otros. Se ha documentado bien su correlación con varios otros procesos (e.g., la producción secundaria, la evapotranspiración, el ciclado de nutrientes) y variables del ecosistema (e.g., la biomasa vegetal, el contenido de materia orgánica, el rendimiento hídrico, etc.) (McNaughton et al. 1989). A partir de conocer los cambios en la productividad primaria derivados de las distintas intervenciones humanas es posible estimar (con distintos niveles de certeza) el sentido del cambio en el nivel de provisión de varios otros servicios ecosistémicos como, por ejemplo, la provisión de alimento y agua, el control de la erosión, la regulación atmosférica e hídrica, entre otros. Además, la utilización de la productividad primaria ofrece la ventaja de que existen métodos ya disponibles para su cuantificación en escalas espaciales y temporales adecuadas (teledetección). Un indicador complementario y no necesariamente correlacionado al anterior es la biodiversidad. La biodiversidad puede ser entendida y estimada en diferentes escalas espaciales y niveles de organización. El indicador de biodiversidad más conocido es la riqueza de especies, pero en la escala de paisaje puede estimarse en términos de tipos de ambientes o de ecosistemas presentes en un área; resulta evidente que el número crudo no necesariamente caracteriza el estado de integridad del ecosistema, así como tampoco lo da el

simple valor numérico de la productividad primaria. Al número es necesario agregarle la condición de qué o cuáles entidades están produciendo o sumando diversidad al ensamble ecosistémico, a su red trófica, y la provisión de servicios.

La utilización de indicadores de biodiversidad (e.g., diversidad de paisajes, especies particulares) o productividad requiere conocer cómo se relacionan esas variables en cada sistema. Un gran número de trabajos experimentales han mostrado un efecto positivo de la biodiversidad sobre distintos servicios ecosistémicos (Balvanera et al. 2006), aunque sólo en algunos casos esta relación ha sido documentada para procesos y escalas relevantes para el Hombre (e.g., el control de enfermedades) (Kremen 2005, Pongsiri et al. 2009). Además, en algunos casos la sociedad puede percibir a la biodiversidad como un problema: el ejemplo más claro (y, si se quiere, extremo) es la percepción negativa de los felinos de gran porte y cánidos por parte de los ganaderos. Todo esto hace que el tratamiento de la biodiversidad o regulación de tramas tróficas dentro del esquema de servicios ecosistémicos no siempre sea sencillo y que, incluso, pueda resultar contradictorio con los conceptos de la conservación, en especial a partir de una aproximación por la dimensión social.

En principio, dado el desconocimiento sobre la diversidad de especies existente y, por ende, de los servicios potenciales que los ecosistemas muy diversos son capaces de brindar, la biodiversidad puede ser un atributo que el Hombre decida conservar, proteger y manejar de manera diferenciada más allá de que se pueda demostrar su “utilidad” como prestador inmediato de servicios a la sociedad. Desde una perspectiva mas amplia, la biodiversidad involucra también ambientes, ecosistemas o inclusive paisajes cuya existencia no sólo provee hábitats para las especies y banco genético sino también es clave en la estabilidad de redes tróficas y en los procesos de regulación de los flujos y ciclos de materia y energía (i.e., agua, nutrientes, etc.). Las demandas o expectativas de la sociedad sobre la biodiversidad se traducen en políticas de conservación que son emergentes de la percepción y la valoración que hace una sociedad de la biodiversidad de un territorio y requiere de su propio mecanismo de seguimiento y adaptación. Sin embargo, todo proceso de ordenamiento territorial, para ser completo, debe incluir la meta de conservación. En este sentido, considerar la multiplicidad de servicios ecosistémicos (e.g., agua potable, protección de suelos, forrajes) y de la conservación de la biodiversidad puede desencadenar un proceso de ordenamiento territorial más completo. Es esperable que la conservación de la biodiversidad y la preservación de los servicios ecosistémicos terminen teniendo una gran sinergia. Sin embargo, la trascendencia y las particularidades de la conservación de la biodiversidad requiere que sea tratada de manera específica dentro del proceso de ordenamiento territorial, y las metas de conservación deberían ser fijadas sin condicionamientos respecto a si la biodiversidad es prestadora de servicios o no.

Respecto a las variables reguladoras más básicas que controlan al sistema social y pueden permitir una simplificación en el abordaje de los servicios ecosistémicos y los conflictos que puedan asociarse a ellos, cabe destacar los cambios poblacionales y de patrones o capacidad de consumo. Volviendo al caso de los desmontes en la Provincia de Salta, el aumento del área sembrada con soja estuvo muy relacionado con el precio internacional de los granos. El aumento en el precio de la soja estuvo motivado, en parte, por el aumento de la demanda de proteínas de origen animal de China, sustentado en un incremento en su capacidad adquisitiva y, en menor medida, al aumento en el número de habitantes. Como en el caso de los procesos integradores del sistema ecológico, el razonamiento aquí provisto tiene como objetivo jerarquizar los aspectos que deben ser tenidos en cuenta para una adecuada gestión del territorio. En la escala local, otras variables tales como aquellas asociadas a los cambios de percepción de la sociedad (e.g., existencia de formadores de opinión) también pueden resultar muy útiles (Scheffer et al. 2003).

Las dos aproximaciones planteadas aquí requieren capacidades de relevamiento, análisis y comunicación distintas. Si bien en el corto plazo las dos aproximaciones generarán productos diferentes, que incluso pueden sugerir contradicciones entre conflictos actuales y conflictos potenciales, su instrumentación de forma simultánea en el mismo territorio puede generar su provechosa convergencia con el tiempo. La aproximación desde el sistema ecológico generará un “mapa” más claro de la interacción entre distintos usos del territorio y los servicios ecosistémicos, identificando a priori las múltiples formas de los mismos, sus sinergias y compromisos, las escalas de beneficio y afectación, y las posibles dinámicas no lineales que existen en ellos. Por otro lado, la aproximación desde el sistema social ayudará a enfocar el análisis de un sistema tan complejo en aquellos servicios y sus beneficiarios y afectados que en el presente muestran conflictos, y también identificar dentro de todas las alternativas de uso territorial que pueden explorarse aquellas que realmente tienen posibilidades de suceder y están en discusión en la actualidad. Entonces, las actividades tendientes a lograr un ordenamiento territorial deberían contemplar no sólo los aspectos ecológicos que llevan a la sustentabilidad de los ecosistemas sino también a los aspectos éticos, culturales, económicos y políticos asociados a cada grupo social para promover así un desarrollo sustentable.

Por último, nuevamente se debe hacer mención a las limitaciones del abordaje propuesto en la medida de que la priorización y la gestión del territorio no se actualice de manera periódica. La complejidad descripta impide una aproximación estática, y reclama flexibilidad y adaptación. El manejo adaptativo de los ecosistemas aparece, entonces, como una herramienta útil si incluye de manera explícita un plan de seguimiento de los procesos integradores de los ecosistemas bajo distintos niveles de intervención y de las variables reguladoras de los sistemas sociales, así como de los mecanismos de control y ajuste.

BIBLIOGRAFÍA

- Balvanera, P., A.B. Pfisterer, N. Buchmann, J.S. He y T. Nakashizuka. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9:1146-1156.
- Carpenter, S.R., D. Ludwig y W.A. Brock. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9:751-771.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystems services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Leake, A. y M. de Ecónomo. 2008. La deforestación de Salta 2004-2007. Fundación Asociana, Editorial Milor, Salta. Argentina.
- McNaughton, S.J., M. Oesterheld, D.A. Frank y K.J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144.
- Scheffer, M., F. Westley y W. Brock. 2003. Slow Response of Societies to New Problems: Causes and Costs. *Ecosystems* 6:493-502.
- Orúe, E., G. Booman, F. Cabria y P. Littera. Uso de la tierra, configuración del paisaje, y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. Capítulo 10 en este libro.
- Pongsiri, M.J., J. Roman, V.O. Ezenwa, T.L. Goldberg, H.S. Koren, et al. 2009. Biodiversity Loss Affects Global Disease Ecology. *Bioscience* 59:945-954.
- Quispe Merovich, C. y M.V. Lottici. Los desafíos del ordenamiento ambiental del territorio y los servicios ecosistémicos en la ley de bosques nativos. Capítulo 17 en este libro.
- Scheffer, M. y S.R. Carpenter. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 12:648-656.
- Somma, D.J., J. Volante, L. Lizarraga, M. Boasso, M.J. Mosciaro, et al. Aplicación de análisis multicriterio-multiobjetivo como base de un sistema espacial de soporte de decisiones para la planificación del uso sustentable del territorio en regiones forestales. Caso de estudio: los bosques nativos de la Provincia de Salta. Capítulo 18 en este libro.

Capítulo 30

APROXIMACIONES Y HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Diego Ferraro¹, Gervasio Piñeiro², Pedro Laterra³, Andrea Nogués⁴ y Jorge de Prada⁵

¹IFEVA, Cátedra de Cerealicultura, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET, Argentina. Email Ferraro: ferraro@agro.uba.ar - ²IFEVA, Cátedra de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires/CONICET, Argentina. Email Piñeiro: piniero@agro.uba.ar - ³Unidad Integrada EEA Balcarce, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Email Laterra: platterra@balcarce.inta.gov.ar - ⁴The Nature Conservancy. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. Email Nogués: anogues@tnc.org - ⁵Departamento de Economía Agraria. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina. Email de Prada: jdeprada@ayv.unrc.edu.ar.

INTRODUCCIÓN

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) y los alcances que de él derivan requieren un marco operativo que permita inferir cambios tanto en su demanda como en su oferta. En este sentido, el desarrollo de protocolos estandarizados para la evaluación de la oferta y demanda de SE permite: 1) comparar el desempeño de ecosistemas bajo distintas condiciones con una métrica común, 2) facilitar la transferencia de la información hacia los agentes sociales externos a la comunidad científica, lo que deriva en 3) un acortamiento del camino que va desde la investigación hasta la intervención con el propósito de organizar el uso de la tierra. En el marco de este libro, el objetivo de esta sección es ofrecer una síntesis de los principales enfoques y métodos o protocolos disponibles para la evaluación de la provisión de los SE en cada una de las tres dimensiones de análisis: ecológica, económica y social. En particular, se hará énfasis en referir estas dimensiones de análisis a los artículos presentados en este libro, a fin de poner en evidencia vacíos de conocimiento en el estado del arte general y en particular para el estudio de los ecosistemas argentinos. De esta manera se pretende proveer criterios para la elección de un método de evaluación de los SE, para hacer más eficientes los esfuerzos de valoración del estado de los ecosistemas y promover la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos naturales y conservación de ecosistemas capaces de integrar las dimensiones biofísica, económica y social de los SE.

Cuando se trata de cuantificar los SE, el tránsito entre lo enunciativo y lo operativo implica algunas dificultades. En primer lugar, la naturaleza interdisciplinaria del marco teórico asociado a los SE, enfrenta a su cualificación, cuantificación y valoración con el uso de herramientas provenientes de distintas disciplinas (Barrios 2007, Egoh et al. 2008). La necesidad de precisar los términos en este capítulo nos hizo diferenciar entre la cualificación, la cuantificación y la valoración, aun reconociendo que no siempre son utilizados de esta manera. En primer lugar, la cualificación de servicios ecosistémicos se utiliza para identificar si aumentan, se reducen o cambian los SE, nociones de intensidad, extensión y otros atributos que pueden luego ser mensurados o no. En tanto, la cuantificación de servicios ecosistemas se refiere a estimar o medir los servicios o algunas de sus funciones: un volumen, una velocidad, un flujo o una variable de estado que tiene vinculación con el servicio. Por ejemplo, la producción primaria neta, es un estimador de la cantidad de biomasa generada en un ecosistema particular ($\text{kg MS} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), pero se encuentra también asociada a la cantidad de alimentos que demanda la población local. Por último, la valoración se utiliza en este capítulo para asignar a un SE un valor físico, económico u otro que permita llevar la cuantificación a unidades de medida común. Por ejemplo, en la valoración multicriterio, la valoración económica (e.g., pesos) y la valoración energética (e.g., megajoules) pueden transformarse en una cantidad adimensional entre 0 y 100 ó en un ranking para valorar las diferentes opciones o planes de intervención.

El primer grupo de estas herramientas, vinculado a la cualificación y a la cuantificación, proviene del campo de estudio de las ciencias naturales que infieren cambios en el sistema a partir de sus componentes biofísicos. Ejemplos de este grupo pueden encontrarse en este libro, los cuales cubren ecosistemas terrestres (ver los capítulos de Caride et al.(CAP.20), Codesido y Bilenca (Cap. 22), y Jobbágy (Cap. 7)), ribereños y lacustres (ver los capítulos de Achinelli et al. (Cap. 21), Kandus et al. (Cap. 11), y Orúe et al. (Cap. 10)), y costeros (ver capítulo de Isacch et al. (Cap. 23)). Además de los ecosistemas estudiados, también están representadas las escalas de cuenca (ver capítulo de Cisneros et al. (Cap. 24)), paisaje (ver capítulo de Caride et al. y Achinelli et al.), partido (ver capítulo de Barral y Maceira (Cap 19)), provincia (ver capítulo de Somma et al. (Cap.18)) y

región (ver capítulos de Grau et al. (Cap. 17), Jobbágy, Balvanera et al. (Cap.2) y Paruelo et al. (Cap.6)). Otro grupo de aproximaciones se acercan a la valoración de los SE desde el campo de la Economía, asignando pesos a los servicios ambientales como lo hacen Kroeger y Casey (2007). En este libro es posible encontrar trabajos que sirven para inferir las fortalezas y debilidades de este marco de valoración cuando se trata del manejo de los recursos naturales (ver capítulos de Gobbi (Cap. 12), Paruelo (Cap. 5) y Vicente et al. (Cap. 25)). Por último, una perspectiva muy importante, aunque poco explorada en términos relativos, es la que se acerca al problema de la medición y valoración de los SE desde el aspecto social o cultural, intentando conceptualizar la lógica de uso de los recursos naturales por distintos agentes sociales y sus efectos diferenciales sobre el estado de los SE (Kumar y Kumar 2008).

A pesar de las múltiples aproximaciones para la evaluación de cambios espaciales y temporales en los SE, existe un acuerdo general entre los participantes respecto a que el enfoque de sistemas (de Rosnay 1979) debe ser utilizado como un metodología general para abordar el tratamiento del tema de SE, considerando la estructura y las funciones del ecosistema. Es importante establecer y dejar explícito la estructura del ecosistema considerando: a) los límites, b) los componentes (subsistemas), incluyendo la identificación de la base biofísica de los ecosistemas y la estructura económica y social establecida, c) la identificación de los reservorios o depósitos, y d) la red de comunicación entre componentes y depósitos. Luego, establecer las relaciones funcionales de ecosistemas y sus vínculos con el exterior: flujos de energía, masa e información, las válvulas que regulan los flujos, identificar decisiones, los bucles de retroalimentación y los rezagos (ver detalles en de Rosnay 1979). Este enfoque permitiría incorporar un conjunto mínimo de conceptos que hacen más fácil la comunicación entre las disciplinas. Sin embargo, es importante reconocer lo difícil que puede resultar este conjunto de condiciones necesarias, y aun con un grado de desconocimiento del sistema intentar avanzar en la valoración (aún adimensional) de los SE.

Otra característica asociada al proceso de medición y estimación de los SE es la incertidumbre. Esta incertidumbre proviene de tres fuentes: 1) por un lado la naturaleza compleja de los ecosistemas que deviene del número de interacciones entre sus distintos componentes y la dificultad en el nivel de comprensión del funcionamiento del sistema que este hecho supone, 2) la incertidumbre propia de la cuantificación de las variables de entrada y los parámetros de los modelos, ya sea por ausencia o estimaciones indirectas de variables del sistema, y por último, 3) la incertidumbre sobre el estado futuro vinculada a la aleatoriedad intrínseca asociada a las variables motoras del que rigen el comportamiento de los ecosistemas (Ascough II et al. 2008). A medida que el grado de incertidumbre aumenta, la manera en que los distintos métodos de cuantificación abordan este tipo de dificultad es pasando de un marco determinístico (en el que la provisión de un SE se mide a partir de un algoritmo que provee un valor único) a un marco probabilístico (donde el valor de un SE se convierte en una probabilidad o en un grado de posibilidad) (Sahinidis 2004). En Ecología, existe una metodología de evaluación de riesgo ecológicos (Suter 1993). En tanto, en Economía, el análisis de costo-beneficio es utilizado para la evaluación de las posibles intervenciones. Por último, la evaluación de impacto ambiental y la evaluación estratégica ambiental han tratado de integrar varias de las metodologías para ser aplicadas a diferentes instancias programáticas. En nuestro país, la Evaluación de Impacto Ambiental es la herramienta incluida en las decisiones de estado establecido mediante la Ley General del Ambiente 25.675. Las provincias en su mayoría han incorporado y aplican esta exigencia (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación 2004).

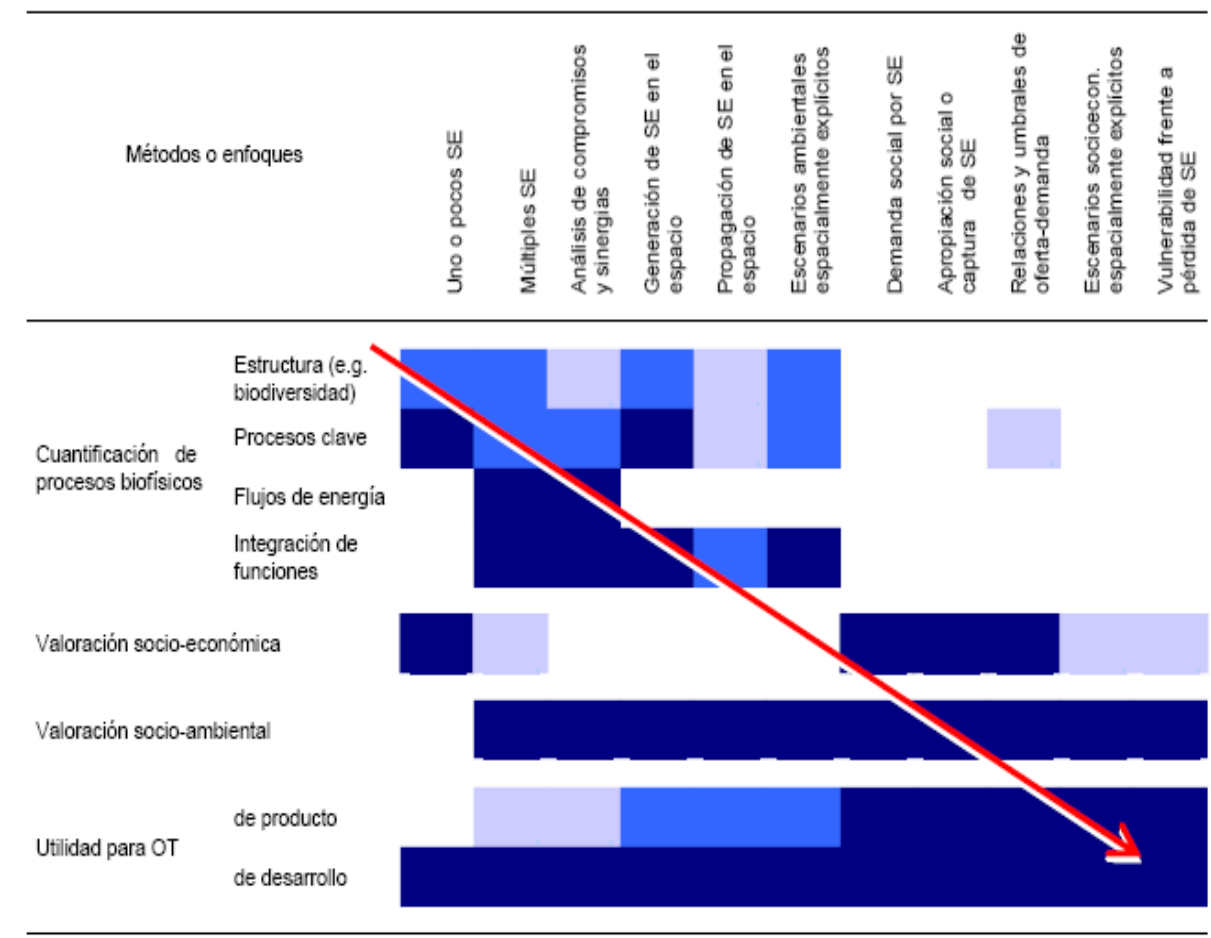
Por último, un aspecto a remarcar en el proceso de valoración de los SE son los compromisos entre distintos ejes de cambio en los ecosistemas. Las distintas dimensiones de análisis implicadas en la valoración de los SE (ecológica, económica y social) con frecuencia resultan en compromisos entre las mismas a medida que las evaluaciones buscan mayor relevancia y aumentan el nivel de integración de sus análisis. Por esta razón, los métodos de evaluación de provisión de SE también deben incluir protocolos para incentivar acuerdos y aumentar el consenso entre visiones encontradas (Curtis 2004, Mahmoud et al. 2009).

METODOLOGÍAS

Existe un número importante de metodologías que permiten inferir, de manera directa o indirecta y con diferente nivel de sensibilidad, el nivel de provisión de los SE como resultado de cambios espaciales y/o temporales en los ecosistemas. Estos cambios pueden estar asociados a variaciones naturales o derivadas de la acción humana. En cualquiera de los casos, los protocolos de estudio de los ecosistemas en términos de SE pueden agruparse según sus enfoques metodológicos.

A manera de resumen integrador, la Tabla 1 presenta los distintos métodos o enfoques para la cuantificación y valoración de la provisión de SE y una serie de atributos que cada uno de los enfoques abarca en mayor o menor medida. Los atributos presentados se refieren a 1) el número de SE evaluados, 2) la inclusión de compromisos y sinergias entre los SE, 3) la representación espacial de la provisión de SE, 4) la demanda de la sociedad atribuida al potencial que ofrecen los SE, y 5) la vulnerabilidad del sistema frente a la pérdida del SE evaluado. La satisfacción de cada uno de estos atributos presenta una relevancia variable para el “ordenamiento territorial” (OT) (Egoh et al. 2007, Fisher et al. 2009), lo que pone en evidencia las ventajas y las desventajas de cada enfoque como herramienta para el OT, tanto en el nivel de ayuda en la toma de decisiones como en la generación de conocimiento (utilidad de producto y desarrollo para OT, respectivamente) (Tabla 1). A grandes rasgos, esta síntesis sugiere que la utilidad de los productos del enfoque de SE aplicado al OT depende de la integración de tres dimensiones o niveles de complejidad: 1) desde la cuantificación y valoración de uno o pocos SE hasta la modelación de la distribución espacial del valor conjunto de múltiples SE y sus compromisos, 2) desde la modelación de la propagación de esos múltiples SE en el espacio hasta su apropiación por la sociedad, y 3) el riesgo de pérdida total o parcial de esa captura como consecuencia de distintos escenarios de uso de la tierra, o vulnerabilidad ambiental (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades de distintas aproximaciones metodológicas propuestas para la cuantificación y la valoración de servicios ecosistémicos y su utilidad como criterios para el ordenamiento territorial. El grado de manifestación de cada propiedad y utilidad en los distintos métodos o enfoques de análisis se distingue según el tono de la correspondiente celda, desde ausente hasta generalmente presente, para el blanco hasta el azul oscuro, respectivamente. La flecha roja diagonal indica una trayectoria metodológica y de propiedades con creciente utilidad de producto para el ordenamiento territorial. Consultar la versión a color en FIGURAS E IMÁGENES A COLOR.



Cuantificación de procesos biofísicos

Este acercamiento metodológico hace referencia a la medición o estimación de distintos aspectos relacionados al funcionamiento y a la estructura de los ecosistemas. Un punto en común de todas las metodologías bajo este enfoque es el reconocimiento de los componentes físicos y biológicos de los ecosistemas como el aspecto principal al momento de inferir su funcionamiento actual y de hacer inferencias sobre el estado futuro de los ecosistemas (de Groot et al. 2002). Las metodologías de este tipo pueden también separarse de la siguiente manera.

Estructura

En este grupo se encuentran las aproximaciones al estudio de la provisión de los SE que infieren cambios en el sistema a partir de cambios en su estructura (Wallace 2007). La identidad ecosistémica está determinada por su composición de especies lo que la convierte en un indicador

estructural clave (Turner et al. 2003). Sin embargo, un ejemplo paradigmático de este acercamiento metodológico es la estimación de la biodiversidad intrínseca en los sistemas naturales o manejados, como indicador de la capacidad de proveer SE por parte de los ecosistemas (Altieri 1999, MA 2005, Brussaard et al. 2007). Las evidencias sobre esta relación provienen de estudios en los que se manipula de manera artificial el grado de diversidad de una comunidad como variable motora y se documenta la respuesta de las propiedades de los ecosistemas y los procesos, incluyendo la modificación de los efectos de los factores ambientales en esas relaciones (Balvanera et al. 2006). Aun así, resulta complicada la asignación de un proceso o una función a un grupo de organismos o a la diversidad biológica “per se”, y más difícil aun es darle un valor utilitario, como tienen los SE (Egoh et al. 2007). De todos modos, los antecedentes muestran que, en ciertos sistemas, la composición de especies puede tener un efecto sobre el funcionamiento de los ecosistemas, más importante que la diversidad, enmascarando en muchos casos la importancia de la diversidad “per se” (Balvanera et al. 2006).

Mas allá de la estructura biológica (asociada al patrón de biodiversidad o composición de especies), la estructura biofísica también es usada con frecuencia como un indicador de la posibilidad de proveer SE. La base común de esta aproximación es identificar elementos estructurales de los ecosistemas (en general en la escala de paisaje) y asociarlos con la posibilidad de brindar un SE. La posibilidad de contar con información explícita en términos espaciales (e.g., en un sistema de información geográfico o SIG) de distintos atributos de los ecosistemas ha permitido extender estos tipos de análisis a diversos ecosistemas con un aumento en la relación costo-beneficio. Algunos ejemplos de este tipo de análisis pueden encontrarse en este libro (ver capítulos de Achinelli et al., Kandus et al. y Orúe et al.).

Procesos clave

Siguiendo la jerarquía de relevancia asociada al OT de las aproximaciones metodológicas para la cuantificación de los SE, aparecen el grupo de herramientas que enfocan a la estimación de flujos o procesos claves del sistema como soporte de SE (Chee 2004). En la práctica, los componentes estructurales (i.e., especies) se utilizan con más frecuencia que los atributos del funcionamiento ecosistémico como indicadores del estado o salud de un ecosistema. Esto es debido a que son más fáciles de medir que los atributos del funcionamiento. Sin embargo, los procesos o atributos del funcionamiento ecosistémico en general se encuentran muy asociados a la provisión de un SE. En particular para los ecosistemas agrícolas, ciertos procesos (e.g., la mineralización de la materia orgánica o la polinización de los cultivos) son insustituibles para la viabilidad del proceso productivo y para la permanencia del agroecosistema (Dale y Polasky 2007). Mas allá de lo productivo, procesos como el control de la erosión, el secuestro de carbono, la detoxificación de sustancias contaminantes también son funciones clave que se proveen en los ecosistemas agrícolas y naturales y que se asocian a uno o a varios SE (de Groot et al. 2002). El uso de sensores remotos ha facilitado mucho la medición directa y/o la estimación de diversos procesos ecosistémicos (como la evapotranspiración o la productividad primaria), y esto ha permitido cuantificar los SE asociados a estos procesos con gran detalle espacial y temporal. Este libro incluye ejemplos puntuales de la aproximación a la estimación de la provisión de SE mediante el monitoreo de procesos o funciones clave (ver capítulos de Caride et al., Jobbágy, Laclau (Cap. 26), Orúe et al., Paruelo et al., Vicente et al. y Cisneros et al.).

Flujos de energía

Los esfuerzos hechos en el marco de la Evaluación Ambiental del Milenio (MA 2005) han permitido redescubrir el papel de la física sobre los conceptos de costo y valor, y la posibilidad de analizar los ecosistemas bajo las implicancias de las leyes de la termodinámica (Jorgensen y Fath 2004). En el marco del análisis del flujo de la energía pueden mencionarse metodologías como el análisis de ciclo de vida (Lindeijer 2000, Wagendorp et al. 2006), el análisis de flujos de materia y energía (MEFA) (Haberl et al. 2004), la síntesis emergética (Ferreira 2006) o la huella ecológica (Wackernagel et al. 1999). La idea común para cada uno de estos métodos es que los flujos de energía son capaces de identificar ineficiencias o deterioro en los procesos ecosistémicos. Por ejemplo, las fuentes de entrada de energía útil (exergía) a un sistema agrícola son la energía solar, los recursos del ambiente (tanto renovables como no renovables) y los insumos requeridos en el proceso productivo (e.g., combustibles, fertilizantes, pesticidas, semillas, etc.). Para que un ecosistema sea eficiente en el uso de la exergía, debería maximizar la entrada de exergía y canalizarla, en mayor medida, a la producción de SE (e.g., servicios de provisión, de regulación, etc.). El análisis de la funcionalidad de los agroecosistemas a través de la cuantificación de los flujos de energía (vía insumos más la energía necesaria para extraerlos del ambiente) aporta una idea real de la eficiencia de los procesos y la posibilidad de mantener el funcionamiento del sistema en el largo plazo (i.e., sustentabilidad). Esta perspectiva propone que los sistemas de bajo retorno emergético o de alta dependencia del uso de recursos naturales serán aquellos que comprometan de manera más intensa los servicios ambientales, con el riesgo de que esta intensidad afecte el stock o la tasa de provisión de cada uno de ellos. En este libro es posible consultar más en detalle los alcances de la metodología de síntesis emergética (ver los respectivos capítulos de Ferraro (Cap. 9) y Rótolo (Cap. 27)).

Integración de funciones biofísicas e indicadores socioeconómicos

En toda evaluación de salud ambiental (incluida la provisión de SE) la integración de funciones o procesos, si bien disminuye la precisión de las indicaciones y aumenta su incertidumbre, es una condición básica para el análisis de conflictos (“trade-offs”) en la provisión de distintos tipos de SE (ver capítulo de Grau et al. en este libro) y otorga una mayor relevancia a las conclusiones obtenidas (van der Werf y Petit 2002). Este proceso de integración también puede abarcar la descripción y cuantificación de las funciones intermedias (o servicios intermedios “sensu” Fisher et al. 2009) que se asocian a la provisión de un SE final. Otra dimensión importante en el abordaje integral es la inclusión del componente espacial de la provisión de SE, tanto como para determinar de manera explícita la provisión de SE a fin de entender el efecto de las variaciones espaciales sobre las funciones que afectan la provisión de SE. Por último, es en este tipo de abordajes donde comienza a hacerse explícita la necesidad de manejar los conflictos entre distintos tipos de valoración (e.g., valoraciones funcionales o monetarias) debido que al aumentar la integración comienzan a aparecer los puntos de contacto entre las esferas biofísica, económica y social (Pavlikakis y Tsihrintzis 2003). En este libro pueden encontrarse ejemplos de integración progresiva de distintas funciones ecosistémicas hasta indicadores socioeconómicos en los enfoques metodológicos propuestos en los respectivos capítulos de Paruelo y Laterra (Cap. 16), y aplicados en los capítulos de Viglizzo et al. (Cap. 1), Barral y Maceira, y Somma et al. En esos ejemplos se pone de manifiesto el compromiso que existe entre el realismo de los modelos utilizados para la cuantificación de las funciones y la complejidad resultante de su integración, contribuyendo en algunos casos al diseño y/o adopción de indicadores e índices cuyo valor aún no ha sido evaluado como debería.

Valoración económico-ambiental

Sin dejar de lado el concepto que toda alteración en la provisión de SE por parte de los ecosistemas proviene de cambios en el funcionamiento de su base natural, es decir el capital natural (Solow 1986), es posible identificar metodologías donde se intenta expresar los cambios en el desempeño de los ecosistemas en moneda corriente. En términos económicos, una aproximación a la valoración de la provisión de SE fue introducir el concepto de capital natural asociadas a los resultados de la actividad humana sobre los ecosistemas o incluso calcular el valor de reemplazo de los SE provistos por cada sistema (Solow 1986). Como resultado de este abordaje aparece la idea de que el factor capital, vinculado a la explotación de un ecosistema, debe incluir dos formas tradicionales como el capital industrial (i.e., máquinas, infraestructura, insumos no durables) y capital humano (i.e., mano de obra) y una nueva forma de capital: el capital natural que integra a la cuenta capital el precio del impacto de sistema productivo sobre el ambiente y los recursos (e.g., el impacto de las extracciones, la eliminación de desperdicios) (Zhang et al. 2007). Es decir que el enfoque económico de la valoración ambiental, a través de la eficiencia económica, reconoce implícitamente que la degradación física de bienes naturales (i.e., capital natural) o la reducción de su stock de provisión pueden ser reemplazados de manera parcial por cambios tecnológicos (i.e., mano de obra, insumos) (Solow 1997, Stiglitz 1997).

Bajo la idea anterior de reemplazo asociado al cambio tecnológico las metodologías de valoración económica utilizan como norma general precios y valores económicos asociados a procesos de cuantificación de los SE. En los trabajos de este libro existen distintas aproximaciones a la valoración económica de los SE. La contribución de Laclau (ver su capítulo en este libro) incluye un análisis de costo-beneficio en el marco de un análisis general del secuestro de carbono en la Patagonia Andina que incluye el resultado económico de la venta potencial de certificados de reducción de emisiones. Si bien la valoración económica se considera una valoración unidimensional, puede ella misma ser parte de un análisis más general al ser combinada en un análisis de multicriterio, como los aplicados por Somma et al. y Cisneros et al. en sus respectivos capítulos en este libro. Así mismo, Penna et al. realizan en su capítulo una contribución detallada sobre los alcances y las limitaciones de la valoración económica de los SE en los procesos de toma de decisiones públicos y privados y contemplar su posible utilización en el diseño de: políticas, normas legales, proyectos, o nuevos mecanismos institucionales, como el pago por servicios ambientales. También en su capítulo dentro de este libro, Paruelo critica la aproximación basada en la valoración económica de servicios ecosistémicos.

Valoración socio-ambiental

Si bien como hemos visto arriba, la Economía proporciona diversas herramientas para estimar la ponderación que hace el conjunto de la sociedad sobre los distintos beneficios que percibe de los ecosistemas, esas estimaciones a menudo enmascaran la posible valoración diferencial de distintos SE por distintos sectores sociales. El reconocimiento de valoraciones servicio y sector específicas (como las exploradas por Dagnino et al. en este libro) constituye un criterio relevante para la toma de decisiones en el contexto de OT, al sugerir que la vulnerabilidad asociada a la pérdida de SE no se distribuye de forma homogénea entre los distintos sectores sociales. El enfoque socioambiental es sin duda el que ha alcanzado un menor grado de desarrollo científico en Argentina y probablemente en el resto del mundo. Algunas de las contribuciones presentadas en este libro intentan incorporar la dimensión social a la cuantificación de los SE en términos

generales (ver capítulos de Grau et al. y Balvanera et al.) o aplicarla a un caso específico de estudio (ver capítulo de Dagnino et al. (Cap. 14)).

Ordenamiento territorial

Como cabe esperar por lo novedoso de este enfoque en Argentina, los productos de aplicación para el OT son incipientes, y por el momento no existen casos conocidos sobre su adopción efectiva para la toma de decisiones sobre uso de la tierra. Los trabajos presentados en este libro por Cisneros et al., Barral y Maceira y Somma et al. ilustran la utilización del concepto de SE en distintas escalas de interés (cuenca, partido y de provincia, respectivamente) para el ordenamiento territorial. No obstante, los procesos considerados en estas aplicaciones corresponden en su mayoría a las dimensiones de primer orden (distribución espacialmente explícita de múltiples SE) y su utilidad de producto para el OT aún se encuentra limitada por la escasa a nula consideración de procesos biofísicos y sociales que median entre la provisión de SE y la apropiación o captura de los mismos por la sociedad, y entre éstos y la vulnerabilidad ambiental (Tabla 1). A su vez, los casos de aplicación contenidos en este libro, permiten ilustrar la existencia de distintos criterios para la selección de los SE relevantes, que van desde la adopción de un único SE (implícitamente considerado clave por Cisneros et al. en su capítulo), hasta la consideración del conjunto de atributos físico-biológicos y sociales, ponderados mediante métodos de evaluación multicriterio (ver capítulo de Somma et al.). En este contexto, el protocolo ECOSER (ver capítulo de Laterra et al.) representa un intento por integrar procesos propios de los mayores niveles de complejidad asociados al análisis de SE como fuentes de vulnerabilidad ambiental (Tabla 1), pero su aplicación se encuentra limitada por la disponibilidad de información y de modelos suficientemente generales sobre procesos ecosistémicos relevantes, y por la necesidad de validar algunos de los modelos e indicadores que allí se proponen.

Utilidad de producto

Algunas de las aproximaciones a la valoración de los SE enmarcadas en el OT, apuntan a la obtención de un producto que sirva de herramienta para la toma de decisiones. En ese sentido, el hecho de reconocer al OT como la expresión espacial de la política económica, social, cultural y ambiental, requiere de evaluaciones ambientales protocolizadas tanto para el diseño “a priori” de estrategias de manejo de los recursos naturales, como para el posterior monitoreo de su éxito. En este libro, los respectivos capítulos de Somma et al. y Barral y Maceira son dos ejemplos que ilustran el camino entre la valoración de los SE hasta el planteo de pautas para el OT.

Utilidad de desarrollo

De manera complementaria a las aproximaciones de producto en el OT existen intentos de trabajar esta temática, teniendo en cuenta la finalidad práctica del OT, pero con el fin último de generar conocimiento sobre los ecosistemas. La creación de protocolos en términos genéricos de los atributos a considerar en el OT, los requerimientos de información de ecosistemas específicos o la identificación de los compromisos entre las dimensiones económica, social y ambiental de los SE, son algunos de los conocimientos que pueden resultar del desarrollo de procesos de OT. Capítulos como los de Laterra et al. y Viglizzo et al. (en este libro) ilustran la manera en que puede abordarse el OT aportando elementos de juicio genéricos sobre sus alcances, a partir de la necesidad de ir consolidando este aspecto del estudio del funcionamiento ecosistémico. De todos modos, es

importante reconocer que la generación de conocimiento referido a la utilidad de la valoración de los SE como herramienta para la toma de decisiones en el manejo de los recursos naturales es un área de estudio relativamente poco explorada en nuestro país.

CONSIDERACIONES FINALES

La estructura lógica con la que está construido este capítulo, que va desde la cuantificación de una variable biofísica en un ecosistema, pasando por la ponderación (con mayor o menor grado de subjetividad) del nivel de provisión de un SE, hasta la valoración de los SE y su uso en el OT, se esquematiza en la Tabla 1. Los distintos enfoques de valoración de los SE antes presentados pueden ser considerados en forma independiente de su aplicabilidad a la toma de decisiones sobre el uso de la tierra (incluyendo OT) según su utilidad de desarrollo (i.e., según su capacidad para poner en evidencia vacíos de información y conocimiento durante su aplicación, y en suma, para mejorar nuestra comprensión sobre el funcionamiento de los sistemas socioambientales). En ese sentido, podría postularse que la utilidad de desarrollo de estos enfoques estaría relacionada con su nivel de complejidad. En cualquier caso, llama la atención el interés escaso demostrado en general por los trabajos de este libro en cuanto a poner de manifiesto las fuentes de incertidumbre sobre sus conclusiones y sobre las consecuencias de las decisiones sobre uso de la tierra basadas sobre tales conclusiones. Por esto, sería recomendable que las aplicaciones futuras de estos enfoques destaquen su utilidad de desarrollo, considerando de manera explícita sus limitaciones derivadas de: a) el conocimiento de los factores conductores (externos al sistema) y los procesos ecosistémicos que afectan la provisión y captura de SE, y b) los niveles de incertidumbre de tales procesos. Como puede esperarse en cualquier proceso de integración creciente, el análisis de los casos de estudio presentados en este libro muestra que la mayor parte se ubican dentro del primer tramo de ese camino lógico (la cuantificación de variables físicas relacionas a la provisión de un SE). Si bien este paso es necesario, tanto desde la necesidad de medir como de comprender el funcionamiento del sistema, surge también la necesidad clara de contar con abordajes más integrales. Sin embargo, a medida que esta integración se profundiza es necesario contar con herramientas analíticas más sofisticadas. Ejemplo de ello es el pasaje de abordajes determinísticos de la provisión de SE hacia abordajes mas probabilísticos, en los que técnicas como las aproximaciones bayesianas (Martin et al. 2005), la lógica difusa (Beynon y Munday 2008, Zimmermann 1996), o el uso de conocimiento experto (Girard y Hubert 1999) pueden cumplir un rol importante. Este tipo de aproximaciones analíticas incorporan la idea de análisis de riesgo en el proceso de evaluación y cuantificación de la provisión de SE (Barkmann et al. 2008).

Otro aspecto importante que surge a partir del análisis de los trabajos presentados en este libro es el escaso abordaje de la dimensión social y la ausencia de la dimensión cultural de los SE. Una explicación de ese déficit puede consistir en la dificultad que conlleva la cuantificación de aspectos subjetivos como los basados en culturas o creencias. La inclusión de la subjetividad es una dimensión imposible de obviar, a medida que las evaluaciones de SE van cobrando mayor relevancia social o utilidad de producto (Daily 2000). En este sentido, la relevancia social de esas evaluaciones, para cualquier marco de abordaje, resultaría beneficiada por la aplicación de metodologías orientadas al logro de consensos entre visiones encontradas (Kumar y Kumar 2008). Una de estas metodologías consiste en el método del panel Delphi, donde a partir de interacciones repetidas se intenta, de manera sistematizada, lograr el máximo acuerdo entre partes o visiones encontradas (Curtis 2004).

Por ultimo, la inclusión del componente humano en la evaluación de la provisión de SE no sólo es necesaria en tanto existen distintas valoraciones culturales de los SE sino también porque opera como fuente de variación de las acciones que tiene un efecto final sobre los ecosistemas (Kristensen et al. 2001). Es decir que los ecosistemas van a ser modificados de distinta manera según los agentes que sobre él actúen tengan una lógica de acción u otra (Zellner et al. 2008). Los agroecosistemas argentinos poseen distintos tipos de agentes (e.g., contratistas, dueños, pequeños productores, empresas de escalas) y su vinculación con cualquiera de las esferas de análisis vinculadas a los SE (i.e., física, social, económica) son distintas. Por este motivo, esta heterogeneidad debería también ser contemplada en la evaluación de los SE, y los modelos basados en agentes (“agents-based models”) son herramientas disponibles que, aplicadas a la medición de los SE, son capaces de representar la variabilidad en el impacto sobre el ambiente de distintas lógicas de uso de los recursos naturales (Ekboir 2003).

BIBLIOGRAFIA

- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:19-31.
- Ascough II, J.C., H.R. Maier, J.K. Ravalico y M.W. Strudley. 2008. Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219:383-399.
- Barkmann, J., K. Glenk, A. Keil, C. Leemhuis, N. Dietrich, et al. 2008. Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. *Ecological Economics* 65:48-62.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64:269-285.
- Beynon, M.J. y M. Munday. 2008. Considering the effects of imprecision and uncertainty in ecological footprint estimation: An approach in a fuzzy environment. *Ecological Economics* 67(3):373-383.
- Brussaard, L., P.C. de Ruiter y G.G. Brown. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121:233-244.
- Curtis, I.A. 2004. Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a Delphi panel to assign weights to the attributes. *Ecological Economics* 50:163-194.
- Chee, Y.E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:549-565.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3:333-339.
- Dale, V.H. y S. Polasky. 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64:286-296.
- de Groot, R.S., M.A. Wilson y R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393.
- de Rosnay, J. 1979. *The Macroscopic: a New World Scientific System*. Harper & Row, New York, New York. EE.UU.
- Suter, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environm. Toxicol. Chem* 12:1533-1539.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D.M. Richardson, D.C. Le Maitre, et al. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127:135.

- Egoh, B., M. Rouget, B. Reyers, A.T. Knight, R. M. Cowling, et al. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63:714-721.
- Ekboir, J. 2003. Why impact analysis should not be used for research evaluation and what the alternatives are. *Agricultural Systems* 78:166-184.
- Ferreira, C. 2006. Emergy analysis of one century of agricultural production in the Rolling Pampas of Argentina. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 5:185-205.
- Fisher, B., R.K. Turner y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Girard, N. y B. Hubert. 1999. Modelling expert knowledge with knowledge-based systems to design decision aids : The example of a knowledge-based model on grazing management. *Agricultural Systems* 59:123-144.
- Haberl, H., M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, H. Weisz y V. Winiwarter. 2004. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21:199-213.
- Jorgensen, S.E. y B.D. Fath. 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecological Complexity* 1:267-280.
- Kristensen, S.P., C. Thenail y L. Kristensen. 2001. Farmers' involvement in landscape activities: An analysis of the relationship between farm location, farm characteristics and landscape changes in two study areas in Jutland, Denmark. *Journal of Environmental Management* 61:301-318.
- Kroeger, T. y F. Casey. 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecological Economics* 64:321-332.
- Kumar, M. y P. Kumar. 2008. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics* 64:808-819.
- Lindeijer, E. 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production* 8:273-281.
- MA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment, Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis, Washington, D.C.
- Mahmoud, M., Y. Liu, H. Hartmann, S. Stewart, T. Wagener, et al. 2009. A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environmental Modelling and Software* 24:798-808.
- Martin, T.G., P.M. Kuhnert, K. Mengersen y H.P. Possingham. 2005. The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: impact of grazing on birds. *Ecological Applications* 15:266-280.
- Pavlikakis, G.E. y V.A. Tsihrintzis. 2003. A quantitative method for accounting human opinion, preferences and perceptions in ecosystem management. *Journal of Environmental Management* 68:193-205.
- Sahinidis, N.V. 2004. Optimization under uncertainty: state-of-the-art and opportunities. *Computers & Chemical Engineering* 28:971-983.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación. 2004. Programa Evaluación de Impacto Ambiental. Normas Provinciales. www.ambiente.gov.ar/default.asp?IdArticulo=1897 (último acceso: 29/09/2010).
- Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, et al. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46:493-510.
- van der Werf, H.M.G. y J. Petit. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93:131-145.
- Wackernagel, M., L. Onisto, P. Bello, A. Callejas Linares, I.S. López Falfan, et al. 1999. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29:375-390.
- Wagendorp, T., H. Gulinck, P. Coppin y B. Muys. 2006. Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy* 31:112-125.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Zellner, M.L., T.L. Theis, A.T. Karunanithi, A.S. Garmestani y H. Cabezas. 2008. A new framework for urban sustainability assessments: Linking complexity, information and policy. *Computers, Environment and Urban Systems* 32:474-488.
- Zimmermann, H.J. 1996. Fuzzy set theory and its applications. Boston, MA. EE.UU.

Capítulo 31

**DESDE LA DISCUSIÓN CONCEPTUAL Y
METODOLÓGICA A LA ACCIÓN. EL USO DEL
CONCEPTO DE SE EN EL PROCESO DE TOMA DE
DECISIONES**

José M. Paruelo, Lorena P. Herrera, Mariana Moricz, Rocío Urrutia, María E. Zaccagnini, Daniel Somma, Carina Quispe, Gustavo Giaccio, Fernando Milano, Miguel Barreda y Darío Ceballos

INTRODUCCIÓN

Uno de los potenciales del concepto de servicios ecosistémicos (SE) es el de constituir un puente entre el sistema de ciencia y técnica (CyT) y las acciones a implementar desde las instituciones del Estado y la sociedad civil. En la medida en que tratan la relación entre el medio biofísico y las sociedades humanas, los SE y su provisión constituyen un tema complejo que involucra múltiples campos disciplinarios. Para que el concepto de SE adquiera operatividad y contribuya a la toma de decisiones más racionales es necesario operar sobre distintos niveles, desde la investigación básica hasta el desarrollo de herramientas y la generación de sistemas de información y difusión públicos. Por ejemplo, en salud pública la implementación efectiva de acciones no depende sólo de definir a nivel de profesionales, expertos y tomadores de decisiones las acciones concretas de profilaxis, medidas sanitarias y terapias apropiadas, sino también de una difusión adecuada de la problemáticas y de las medidas para enfrentarlas a nivel de la población. En el caso de los temas ambientales, también es importante trabajar en el ámbito de las instituciones que operan sobre tales temáticas y en el de las instituciones que involucran a la sociedad en su conjunto. Para ello es necesario, por un lado, desarrollar metodologías de cuantificación y diagnóstico del cambio en los niveles de provisión de SE y manejos específicos y, por otro, sensibilizar a la población sobre la importancia de estos problemas, generando dispositivos educativos y de difusión. En este capítulo discutiremos acerca de los ámbitos de acción en los cuales el concepto de SE aportaría elementos novedosos para la solución de conflictos ambientales y el manejo sustentable de los recursos, así como también las estrategias de comunicación y educación que permitirían instalar estos temas en la sociedad.

CONTEXTUALIZACIÓN DEL PROBLEMA DE PROVISIÓN DE SE: LOS MODELOS DE DESARROLLO SUBYACENTES

El contexto cultural, político, ideológico, económico y social de un territorio determina la naturaleza y la magnitud de los problemas ambientales. Los esfuerzos tendientes a incorporar el análisis de los SE y su utilización en la definición de políticas y acciones no puede obviar ese contexto, y su caracterización es prioritaria. Por ejemplo, en el caso de la expansión e intensificación de la agricultura debe considerarse especialmente el modelo de desarrollo dominante que configura ese entramado social particular (Figura 1). Podemos considerar como modelo de desarrollo al resultado de la interrelación entre valores culturales y marcos ideológicos (tanto hegemónicos como subordinados) presentes en una sociedad que favorece o permite el desarrollo de determinados estilos productivos. En Latinoamérica existe una gran diversidad de culturas que emergen como resultado de la coexistencia (a veces en armonía y otras en tensión) de pueblos originarios y culturas provenientes de corrientes inmigratorias de distinto origen. Por otra parte, el modelo de desarrollo depende también del contexto político existente en los distintos niveles (desde el local al global), que construye un sentido particular, tanto de los problemas que afectan a una sociedad, como de las posibles soluciones.

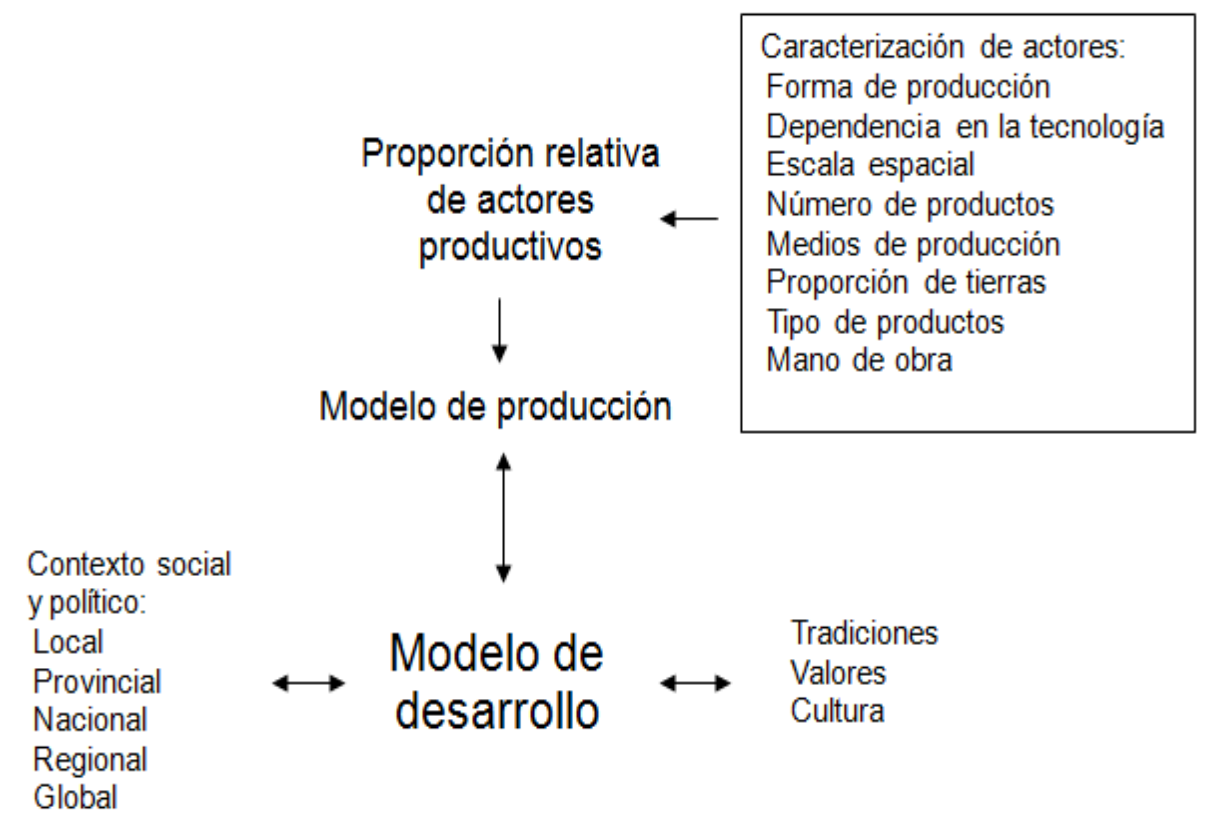


Figura 1. Caracterización del modelo de desarrollo dominante en el sector rural.

Un determinante central del modelo de desarrollo en el sector rural es el estilo productivo (Vanclay et al. 2006) predominante que resulta de la proporción relativa de los distintos actores vinculados al manejo de los recursos naturales y a los procesos de producción en un espacio social determinado. La caracterización de estos actores requiere la consideración de distintas dimensiones entre las

que se puede incluir: la forma de organización de la producción, la racionalidad subyacente, el tipo y diversidad de productos que desarrollan, el régimen de tenencia de la tierra, la dependencia del capital, de tecnología y de mano de obra (Figura 1). Al tener en cuenta estas categorías es posible caracterizar a los actores que configuran un territorio determinado y el estilo productivo preponderante que interviene (de manera positiva o negativa) en la provisión de SE.

De este modo, los modelos de desarrollo resultantes determinan el cambio en el nivel de provisión de SE, definiendo los “afectadores” y “beneficiarios” (Scheffer et al. 2000) y las consecuencias a largo plazo. Identificar estos aspectos en su contexto permite diagnosticar y operar sobre el sistema de manera más adecuada y previsible a partir de distintas herramientas: el ordenamiento territorial (OT) [ver Somma et al. (Cap. 18) y Cisneros et al. (Cap. 24)], la educación, la comunicación, la evaluación de impactos ambientales, los procesos de certificación, etc.

Los modelos de desarrollo subyacentes definen un tipo particular de relación sociedad-naturaleza. Escenarios globales como la mayor demanda por granos para alimentación animal, biocombustibles o la acumulación de ganancias en el corto plazo, operan a nivel latinoamericano como un motor de transformación que promueve la producción de materias primas sin elaboración (“commodities”), pero que afecta de forma sensible la provisión de servicios y la seguridad alimentaria [ver Moricz et al. (Cap. 15)]. Algunos enfoques buscan resolver los conflictos que se plantean entre la oferta y la demanda de distintos bienes y servicios de la naturaleza en un ámbito estrictamente económico y específicamente de mercado. Sin embargo muchas de las problemáticas asociadas a las cuestiones ambientales se deben plantear en ámbitos de una jerarquía superior a la económica: la dimensión política o ética (Calcagno y Calcagno 1995), ya que inciden de manera directa en las condiciones de reproducción de la vida humana y su entorno. Por otra parte la distinta dinámica de los sistemas sociales y biofísicos (i.e., inercia diferencial de procesos sociales y ecológicos, histéresis, etc.) genera serias dificultades para resolver los conflictos en el marco de la lógica de los mercados. La consideración explícita de los modelos de relación sociedad-naturaleza es un imperativo en la búsqueda de soluciones a problemas ambientales.

¿EN QUÉ ÁMBITOS DE ACCIÓN SE PUEDE INCORPORAR EL CONCEPTO DE SE?

Existen múltiples ámbitos de acción en los cuales el concepto de SE puede constituirse en un factor de valor especial. En este artículo discutimos dos en los que la cuantificación de los SE puede mejorar de manera significativa el proceso de toma de decisiones: el OT y los distintos tipos de evaluación ambiental. Otros ámbitos de aplicación del concepto de SE consisten en la certificación de distintos tipos de producciones y el pago o compensación por SE (ver capítulo de Gobbi en este libro). Varias iniciativas de certificación en el ámbito nacional (sistema forestal, siembra directa, Agroecoindex) podrían beneficiarse de la inclusión explícita de los SE.

El ordenamiento territorial (OT)

El ordenamiento territorial rural es un instrumento de la política ambiental que analiza las modalidades del uso del suelo y orienta la localización de las actividades productivas, en el marco de la política de desarrollo regional y a partir de procesos de planificación participativa (INE-

SEMARNAT 2000). Su objetivo es lograr la conservación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, lo cual permite minimizar su deterioro a través de sistemas productivos adecuados.

El OT es un proceso técnico-político. Sin embargo no es la yuxtaposición de ambos ya que los dos componentes tienen una relación dialéctica y su aislamiento puede desvirtuar y empobrecer el proceso. La naturaleza territorial del proceso de OT y las dimensiones involucradas (i.e., social, económica, cultural, legal, ambiental) hacen imprescindible la participación de múltiples actores e instituciones.

El concepto de SE puede constituirse en un auxiliar valioso del proceso de OT y planificación del uso del territorio. La evaluación de los SE permite cuantificar en qué medida un proceso dado (e.g., el rendimiento hidrológico, el grado de apertura del ciclo del N, el balance de C, la diversidad en distintos niveles de organización biológica) se ve afectado por cada tipo de intervención (Bürgi et al. 2004), que pueden influir en la asignación de nuevos usos del territorio (e.g., implantación de bosques artificiales, construcción de una carretera, expansión agrícola, desarrollo de un área de regadío, etc.). Más aun, permite explorar cómo se reparten los beneficios económicos y ambientales entre los distintos actores [ver Paruelo (Cap. 6)]. En este libro se exponen varias alternativas para la evaluación de SE [ver Kandus et al. (Cap. 11), Laclau (Cap. 26), Lara y Urrutia (Cap. 3), Orúe et al. (Cap. 10) y Laterra et al. (Cap. 16)]. En la mayoría de los casos, para que estas evaluaciones se tornen operativas, deben realizarse a una escala compatible con el ámbito de acción de los actores involucrados y de las posibles decisiones a tomar. Estas escalas deben definirse no sólo en términos biofísicos sino jurisdiccionales [ver Paruelo (Cap. 6)], lo cual requiere de un inventario de los tipos de coberturas actualizado y de su integración en un SIG junto a los límites administrativo-político. La intersección de tipos de coberturas y de límites jurisdiccionales permitirá la definición de unidades administrativo-ambientales asimilables (e.g., cuencas hidrográficas) [ver Somma et al. (Cap. 18)] al concepto de unidades proveedoras de SE introducido por Luck et al. (2003).

La inclusión de la valoración de los SE en el proceso de toma de decisiones debe partir de la cuantificación de los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (SE intermedios "sensu" Fisher et al. 2009) que dan lugar a los beneficios específicos (Figura 2). Esto implica definir las "funciones de producción" de los beneficios y servicios finales a partir de los procesos ecosistémicos [ver Laterra et al. (Cap. 16) y Altesor et al. (Cap. 28)]. Por otro lado en el proceso de OT deben definirse las "funciones de afectación", o sea el cambio en el nivel de un proceso ecosistémico o servicio en función de los principales factores de estrés o de perturbación (Figura 2). Tanto la definición de las funciones de producción como de afectación son dos aspectos prioritarios para un uso efectivo del concepto de SE en el proceso de OT. Esta definición, aunque compleja por la existencia de múltiples factores de estrés y perturbación o por la dependencia de un beneficio particular de varios procesos ecosistémicos, constituye una tarea abordable por el sistema de CyT en la medida en que se disponga de los recursos y la organización adecuada. La incorporación de "funciones de producción y afectación" al proceso de OT puede ir asociado a evaluaciones multicriterio [ver Achinelli et al. (Cap. 21)] o a valoraciones de distintos tipo (e.g., energéticas o económicas) [ver Ferraro (Cap. 9), Penna et al. (Cap. 4) y Rótolo (Cap. 27)]. El conocimiento científico y la disponibilidad de metodologías define la calidad del proceso de incorporación del concepto de SE en el proceso de OT. Los valores e intereses de los distintos involucrados adquieren más importancia en la etapa de incorporación de la valoración social y del contexto político, cultural, ideológico y económico (Figura 2).

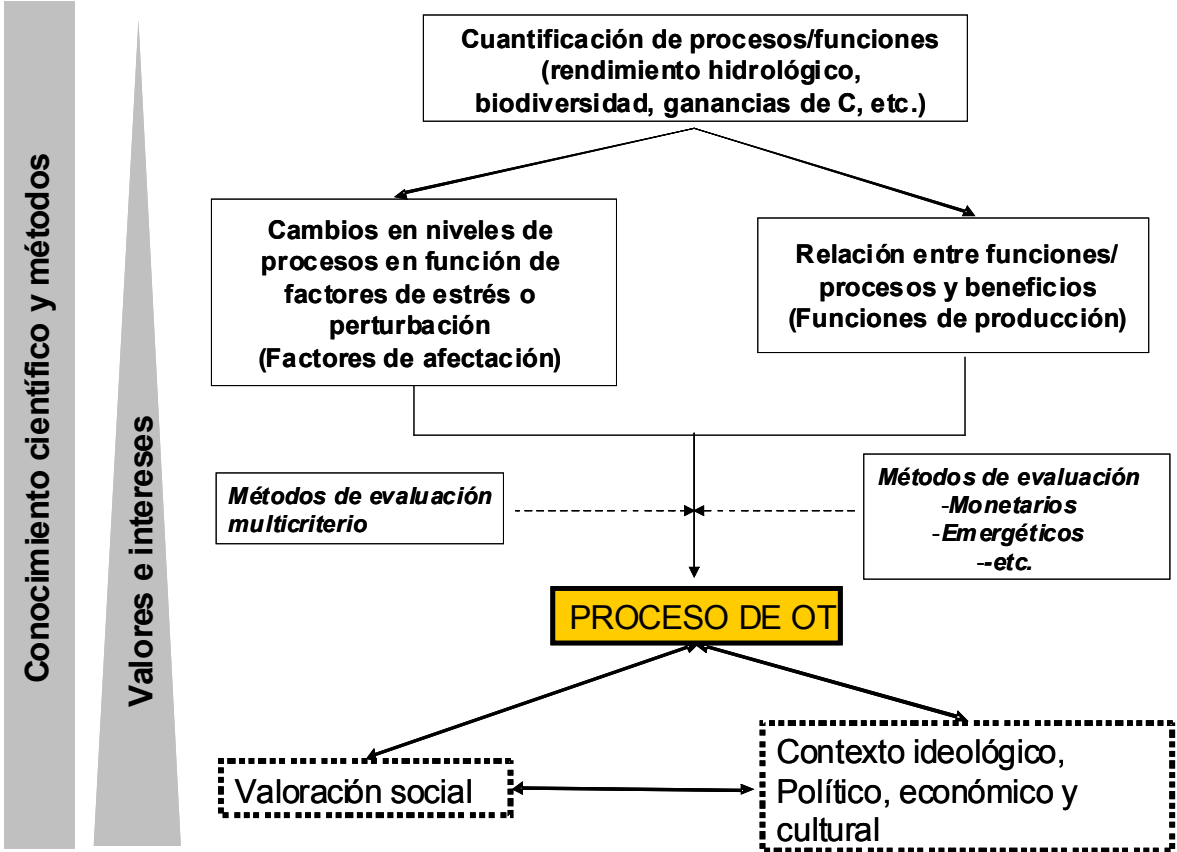


Figura 2. Inclusión de la valoración de los SE en el proceso de toma de decisiones.

Evaluaciones de impacto ambiental (EIA) y evaluación ambiental estratégica (EAE)

Al cuantificar las consecuencias de las acciones a implementar, las EIA (Lee 1997, Valpreda et al. 2003) no toman en cuenta el cambio en el nivel de provisión de los SE. La realización de las EIA en Argentina es de competencia provincial, para lo cual distintos gobiernos provinciales han desarrollado legislaciones y procedimientos locales que las regulan. En ninguna de ellas hay una consideración explícita de los SE. La cuantificación de los cambios observados y proyectados en el nivel de provisión de SE es particularmente importante en el caso de las evaluaciones ambientales estratégicas (EAE) [Partidario 2003, Barral y Maceira (Cap. 19)], una herramienta clave en el proceso de toma de decisiones. Las EAE permiten evaluar las consecuencias ambientales de las políticas, planes y programas (PPP) que lleva adelante un gobierno en la gestión del territorio. Por ende, resulta aplicable a planes de OT; esto permite incorporar la dimensión ambiental desde el comienzo del proceso de planificación. Como en Argentina la EAE no está reglamentada se abre una oportunidad para incluir la cuantificación y seguimiento de los SE en este tipo de procedimientos.

Las EIA acumulativas (EIAAc) tienen un desarrollo incipiente, tanto a nivel nacional como internacional (COPE 2005). A partir del fallo en la causa "Salas Dino y otros c/Provincia de Salta y Estado Nacional" del año 2008, la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) pone de manifiesto la gravedad del problema asociado a la deforestación de la región Chaqueña y plantea,

sobre la base del principio precautorio, la suspensión de los desmontes en cuatro departamentos de la Provincia de Salta (Orán, Rivadavia, San Martín y Santa Victoria) y la realización de un “análisis de impacto ambiental acumulativo de la tala y el desmonte sobre el clima, el paisaje y el ambiente en general, así como en las condiciones de vida de los habitantes”.

La requisitoria de la CSJN indica de forma explícita que las políticas y acciones deben basarse sobre un estudio detallado de los efectos acumulativos de las intervenciones humanas. Este fallo representa, a su vez, un desafío para el sistema de CyT dada su responsabilidad en la generación y puesta a disposición (de las instancias políticas) de la información, marcos conceptuales y conocimiento necesario para actuar. A partir de esa requisitoria un grupo perteneciente a distintas instituciones académicas (Paruelo et al., enviado) presentan a la CSJN un informe que incluye, por un lado, los marcos conceptuales en los cuales debería inscribirse la EIAAc en la región chaqueña y, por otro, las evidencias disponibles acerca del impacto de las acciones de tala y desmontes sobre los SE. La presentación incluye a su vez una descripción de los datos necesarios y las metodologías disponibles para llevar a cabo la EIAAc.

Sobre la base de los antecedentes y marcos conceptuales presentados en el informe, una EIAAc debería contemplar, entre otros aspectos, la identificación de los SE afectados por las acciones evaluadas y la definición de las metodologías para su cuantificación; la cuantificación de procesos/ funciones [productividad primaria neta aérea (PPNA), estructura del paisaje] por unidad espacial (píxel o parche), la definición de cambios en los niveles de provisión de procesos o SE en función de factores de estrés o perturbaciones (e.g., uso del suelo, funciones de afectación) y la realización de la cartografía que muestre el grado de modificación de los distintos servicios respecto de situaciones de referencia para distintas configuraciones del paisaje. En dicho informe el énfasis está puesto específicamente en la evaluación de servicios ecosistémicos intermedios (ganancias de C, reservorios de C y nutrientes, dinámica del agua, balance de energía de la superficie y estructura del paisaje).

Sistema de información pública sobre SE y factores de estrés y perturbaciones

En la medida en que los SE se incorporen a distintos procesos de toma de decisiones (i.e., OT, EIA, EAE, etc.), adquiere importancia la disponibilidad de información confiable y accesible sobre su nivel de provisión y sobre cómo distintos tipos de intervenciones pueden modificarlos. Esta información debería ser de acceso público y de libre disponibilidad, a fin de garantizar que todos los actores cuentan con bases de datos comunes. En otros capítulos de este libro se discuten los aspectos ecosistémicos a considerar en la caracterización del nivel de provisión de SE. Estos aspectos no sólo deben tener un vínculo conceptual sólido con el SE a describir (funciones de producción) y ser variables en función de los principales factores de estrés y perturbaciones, sino también cumplir con una serie de características en relación a su registro, que se detallan a continuación.

- Debe existir un protocolo de registro o estimación único y conceptualmente sólido, de modo que sea flexible y aplicable a distintos sistemas
- Su registro debe ser explícito en términos espaciales o, si está derivado de observaciones o simulaciones puntuales, debe existir un protocolo de interpolación

- Deben ser susceptibles de ser medidos o estimados con regularidad a fin de percibir tendencias en el tiempo y caracterizar la variabilidad temporal a largo plazo

Muchas veces los indicadores utilizados en la evaluación de estos servicios tienen un carácter puntual y estático y no representan la dinámica del sistema o sea no proveen la perspectiva del cambio temporal (Carpenter y Folke 2006). Aquellos servicios que se relacionan de forma directa con la circulación de la materia y el flujo de energía, son potencialmente cuantificables con sensores remotos de manera rápida, continua y abarcando amplias superficies. Más aun, el uso de sensores remotos permite el análisis de series temporales extensas que brindan la perspectiva del pasado y permiten la realización de prospecciones.

Diversos SE son cuantificables de manera directa con sensores remotos. Por un lado, es posible estimar servicios de soporte (ver Ecosystem Services Classification in the Ecosystem Millennium Assessment 2006) como por ejemplo la PPN. De hecho, existen programas que generan estimaciones periódicas de esta variable a escala global (Myneni et al. 2002, Grigera et al. 2004, Zhao et al. 2005). También pueden cuantificarse flujos ecosistémicos (servicios intermedios) a partir de los cuales se estima el nivel de provisión de servicios finales de regulación. Por ejemplo, con el uso de herramientas de teledetección es posible estimar la evapotranspiración, la dinámica de la cobertura vegetal, la temperatura superficial o el albedo. Estas variables permiten, junto con datos meteorológicos, climáticos y de terreno, estimar cómo las alteraciones antrópicas o de otro tipo están modificando la capacidad de los ecosistemas de regular el clima o el régimen de inundaciones.

Además del registro de los procesos ecosistémicos a los cuales se asocian SE específicos y sus beneficios para la sociedad, deben registrarse los principales factores de estrés y perturbación. Entre los factores de estrés no debería obviarse el registro espacialmente explícito de fuentes e intensidad de contaminación y los registros climáticos. En este último caso debería prestarse especial atención a los eventos extremos y a las tendencias climáticas. Dentro de los factores de perturbación resulta de particular importancia el registro periódico, a nivel de todo el país y con un protocolo explícito, de los cambios en cobertura y uso del suelo. El proyecto ProReNOA de INTA Salta es un buen ejemplo del sistema de registro de cambios en el uso del suelo a implementar (Volante et al. 2007).

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas puede ser evaluado a través del registro del cambio que experimenta el funcionamiento ecosistémico en zonas modificadas por el Hombre respecto de aquellas con escasa o nula alteración. Esto asigna una importancia particular a las redes de espacios protegidos, ya que éstas pueden servir como sistemas de referencia (Schonewaldcox 1988). Las áreas protegidas, dada la diversidad de situaciones ecológicas que representan, generan un sistema muy adecuado para monitorear cambios en el funcionamiento ecosistémico a lo largo de gradientes ambientales o asociados a modificaciones en el uso del suelo. Si bien los ecosistemas protegidos en las redes de reservas no representan necesariamente la vegetación potencial de una región biogeográfica, resultan la mejor aproximación a la caracterización del funcionamiento de los ecosistemas naturales.

La caracterización del funcionamiento ecosistémico basado sobre atributos derivados de información espectral, permite comparar las áreas protegidas y su entorno (Stoms y Hargrove 2000, Garbulsky y Paruelo 2004, Cridland y Fitzgerald 2001). La comparación de las áreas protegidas con áreas no

conservadas circundantes brinda evidencias acerca de los efectos del cambio en el uso de la tierra (la agricultura, la ganadería y la silvicultura) y también de la protección de los ecosistemas sobre su funcionamiento. A su vez, la comparación en el tiempo de variables funcionales medidas en las áreas protegidas mediante series de imágenes satelitales de larga duración, permite aislar el efecto de los cambios climáticos y de la composición atmosférica de los ocurridos por cambios en el uso del suelo.

El uso de atributos derivados de datos espectrales permite emplear una metodología común de evaluación y seguimiento en todas las áreas protegidas de una red (Alcaraz-Segura et al. 2008). Más aun, permite una comparación del impacto basada sobre el mismo conjunto de atributos (i.e., la PPN, el albedo o la evapotranspiración) entre ecosistemas tan diversos como selvas tropicales o desiertos (Garbulsky y Paruelo 2005).

El esquema presentado en la Figura 2 ó la realización de EAE requiere de una buena articulación entre las dimensiones política, técnica y social, y de acciones que vinculen de manera progresiva al sistema de CyT con los tomadores de decisiones. Por un lado, las instituciones del Estado deberían privilegiar al sistema de CyT público como consultor y, por otro, los sectores académicos y tecnológicos deberían desarrollar productos y procedimientos protocolizados y que estén orientados a apoyar la toma de decisiones y la solución de los conflictos asociados al OT. La participación del sistema de CyT público en el proceso de OT permitiría no sólo mejorar la calidad de los materiales de base a partir de los cuales se toman las decisiones, sino también minimizar conflictos de interés. La instrumentación de la participación de Universidades públicas, institutos de CONICET, INTA, INTI, INA, etc., debería aprovechar la complementariedad de enfoques y garantizar sinergias. Para ello la realización de concursos de proyectos que fomenten la conformación de consorcios interinstitucionales aparece como una alternativa muy atractiva. Generar mecanismos transparentes para la selección de grupos de trabajos del sistema de CyT permitirá aumentar la eficiencia en el uso de los recursos y capacidades del Estado.

EDUCACIÓN, SOCIEDAD INFORMADA Y CONCIENCIA SOCIO-AMBIENTAL

Papel del Estado, ONGs, movimientos sociales y sistemas de CyT

El Estado debe tener un papel crucial en la transmisión a la sociedad de la importancia de los servicios ecosistémicos para el bienestar humano. Dentro de sus tareas está promover la incorporación de estos temas en los programas generales de educación básica y media, capitalizar la información generada por el sistema de CyT público y considerarla en la toma de decisiones. A su vez, es fundamental que el Estado (y en este aspecto debe considerarse Estado al conjunto de instituciones estatales que participan en el análisis de los SE, incluyendo el sistema de CyT e institutos de tecnología: INTA e INTI, fundamentalmente) adopte una estrategia de comunicación que divulgue la importancia de conservar el nivel de provisión de los servicios que proveen los ecosistemas. Es importante que el Estado provea fondos para la divulgación de estos temas. A los movimientos sociales y las ONGs les cabe la responsabilidad de alertar acerca de las acciones que afecten el nivel de provisión de los SE y de promover acciones de conservación en ecosistemas que están siendo alterados y degradados.

Los sistemas de CyT pueden realizar aportes importantes en la definición de un correcto manejo y conservación de los SE, por lo que la socialización y difusión de los resultados de sus investigaciones relacionadas a la temática debe trascender el ineludible paso de su publicación en revistas científicas. Un desafío es promover no sólo la interdisciplinariedad sino también la integración interinstitucional para el abordaje de las problemáticas asociadas a la provisión de SE. La promoción por parte del Estado de consorcios integrados por Instituciones con misiones distintas (e.g., investigación, difusión, desarrollo, manejo, planificación) pero complementarias a partir de incentivos específicos puede generar un punto de inflexión en el tratamiento de problemáticas ambientales.

El Estado tiene una responsabilidad central en el monitoreo y cartografía de los SE y factores de estrés/perturbación. El sistema de CyT a través de un proceso transparente y abierto debería tener un papel central en la definición de los protocolos para llevar a cabo estos estudios. Un servicio u oficina especializada en esta tarea (e.g., una "Comisión Nacional de Evaluación y Seguimiento de Servicios Ecosistémicos") sería un auxiliar valioso para todos aquellos que requieren esta información para la planificación y la toma de decisiones.

Estrategias de comunicación y transferencia

Un aspecto fundamental para la instalación del tema en la sociedad y la integración del concepto de SE en la toma de decisiones es la comunicación de la información disponible en los centros de investigación y desarrollo. Para ello debería promoverse, entre otras, las acciones que se detallen a continuación.

- Establecer una unidad de comunicación a cargo de un comunicador social dentro de las instituciones de investigación. Esta unidad de comunicación debe funcionar en colaboración estrecha con los investigadores, a fin de conocer de primera fuente la información que se necesita difundir. Además, debe contar con una estrategia de trabajo que defina de manera clara los objetivos y el público al cual se quiere llegar (i.e., decisores, trabajadores, ONGs, empresarios, público en general, etc.)
- Fomentar la creación de una red de comunicadores entre instituciones que estudian los SE
- Fomentar la realización de talleres y seminarios con científicos y comunicadores para mostrar la investigación que se realiza y para definir pautas de comunicación para llegar a la sociedad
- Fomentar la realización de talleres, seminarios, y/o salidas de campo a nivel local que involucren la participación de científicos, tomadores de decisiones, comunidades campesinas y sociedad en general para contribuir a la discusión de los problemas existentes y de las posibles soluciones
- Fortalecer el trabajo con maestros y niños en las escuelas a través de la realización de talleres que fomenten la discusión y el trabajo sobre SE a nivel global y local

- Utilizar todos los medios disponibles de comunicación tales como periódicos, radios, televisión e Internet para difundir la importancia de los SE. Un ejemplo puede ser la difusión en periódicos locales de los principales hallazgos publicados en revistas internacionales
- Generar un sistema de información pública sobre SE en Internet que permita aunar los hallazgos de los distintos grupos de investigación acerca del tema
- Participar en iniciativas a nivel internacional que permitan la interacción con grupos de investigación en el tema de distintos países. Un ejemplo lo constituye el caso del proyecto PROAGUA-CYTED donde distintos países de Latinoamérica tienen la oportunidad de compartir sus experiencias en torno a la investigación en temas del agua, también el desarrollo del capítulo Latinoamericano de IALE (International Association for Landscape Ecology) ilustra la confluencia de experiencias del subcontinente en temáticas de gran interés actual como la fragmentación del paisaje natural
- Generar herramientas que incidan en la valoración social a través de la creación de un blog de opinión

Los SE en el currículo de formación profesional

Para una correcta conservación y manejo de los recursos naturales resulta clave incorporar la temática de SE en la formación de los futuros profesionales: biólogos, ingenieros agrónomos, ingenieros forestales, licenciados o ingenieros en ciencias ambientales o en recursos naturales. Estos nuevos profesionales deben ser capaces de resolver problemas que se plantean en el nivel de ecosistemas, considerando los aspectos tanto sociales como económicos que subyacen al problema ambiental. La formación de estos profesionales, si bien se centra de manera particular en el estudio de una entidad biológica (el ecosistema), debe ser transdisciplinaria (Papst 2003) y también incluir los ámbitos sociales, culturales y económicos. Este profesional debe incorporar herramientas de extensión que le permitan construir y manejar las necesarias interacciones con las comunidades involucradas en sus distintos estratos (i.e., grandes empresas, trabajadores rurales y urbanos, sectores medios urbanos, pequeños y medianos productores, pueblos originarios, instituciones estatales, ONGs, medios de comunicación, etc.). Otro aspecto importante es la formación del profesional en el ámbito de la comunicación, de manera que adquiera los conocimientos básicos para transmitir información a la sociedad. Por último, es esencial un programa de prácticas profesionales donde pueda aplicar los conocimientos adquiridos en relación a diferentes problemas ambientales.

A raíz de la multiplicidad de formas y soluciones que adquieren los problemas ambientales resulta deseable que los profesionales tengan una visión que trascienda el ámbito nacional. La integración de planes de estudios entre universidades de la región y de otras partes del mundo permitirá incorporar nuevas herramientas y experiencias no sólo para el estudio de los ecosistemas, sino también para la solución de problemas en sus respectivas realidades locales. Este tipo de acciones pueden contribuir a hacer efectivo en temáticas ambientales el concepto de “glocalización”, o sea, la mezcla que se da entre los elementos locales y particulares con los de alcance planetario (Robertson 2003). Dentro de este contexto es necesario generar un espacio regional a nivel de Latinoamérica conformado por científicos, técnicos, profesionales y actores involucrados en la temática que se constituya como referente crítico con capacidad de interpelar estas tendencias y construir un discurso al nivel general.

Los SE en la educación obligatoria y no formal

En los últimos años se vienen desarrollando distintos avances en la enseñanza obligatoria en relación a los temas ambientales. Sin embargo, estas iniciativas deben fortalecerse por medio del fomento de los lazos entre los investigadores y la comunidad educativa, a través de proyectos con el Ministerio de Educación en el nivel nacional y en el provincial. Es importante, además, generar recursos pedagógicos tales como folletos, manuales y libros en lenguaje adecuado. En la medida de lo posible resulta recomendable capacitar a los docentes en temas sobre los ecosistemas y sus servicios.

Por otra parte, y en términos de la educación no formal, resulta necesario realizar capacitaciones a profesionales en el ámbito de los recursos naturales (y en especial a extensionistas) para que adquieran los conocimientos necesarios que necesitan ser transmitidos en relación con los SE. Iniciativas tales que fomenten una participación activa de docentes y estudiantes en la identificación de problemas y el desarrollo de soluciones deberían ser promovidas y apoyadas. Metodologías tales como “La enseñanza de la Ecología en el Patio de la Escuela” (Arango et al. 2002) deberían ser promovidas y apoyadas.

PROBLEMAS Y DESAFÍOS: LA ESCALA, LOS CONFLICTOS INTERJURISDICCIONALES Y LA DESVINCULACIÓN DEL TERRITORIO

Uno de los puntos críticos para la toma de decisiones es el conocimiento acerca de los distintos aspectos de los ecosistemas que interactúan con los distintos componentes y procesos de las sociedades a distintas escalas espaciales y temporales para la provisión de cada servicio y en las interacciones entre éstos [Kremen 2005, Carpenter et al. 2009, Balvanera et al. (Cap. 2) en este libro]. La importancia relativa de un SE entre distintos grupos de involucrados es variable en el tiempo y espacio (Maass et al. 2005, Rodríguez et al. 2006). Por otro lado, los distintos SE interactúan de manera tal que al favorecer a algunos otros se ven afectados de manera negativa, y esto puede suceder en distintas escalas espaciales y temporales.

El componente biofísico presenta una heterogeneidad (i.e., unidades de vegetación, tipos de cobertura, paisajes, etc.) que debe ser considerada de manera conjunta con la heterogeneidad del componente social. Esta heterogeneidad incluye tanto lo administrativo y jurisdiccional como lo cultural. Considerar de manera conjunta ambas heterogeneidades permite plantear los problemas y necesidades que surgen de la ocupación del territorio, como también canalizar las acciones que se tomen sobre el medio natural. Por lo tanto, definir la escala de estudio de provisión de SE conduce a analizar no sólo el aspecto biofísico dentro del cual se expresan los procesos ecológicos, sino también los aspectos administrativos, jurisdiccionales y de identidad cultural que dan el marco para la toma de decisiones. Esto conduce a integrar a las jurisdicciones involucradas en la toma de decisiones sobre los procesos ecológicos en relación a los SE de un determinado territorio.

Otro de los problemas vislumbrados para la correcta planificación y manejo de los ecosistemas es que en la actualidad el OT sólo es considerado para el caso de los bosques nativos, como desde 2007 lo establece la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos (Ley 26.331). Sería preciso incorporar la herramienta para todas las dimensiones

que componen los ecosistemas, ya que de modo contrario, se hace imposible una aplicación y fiscalización correcta de los SE en su conjunto.

Por otra parte existe, una tendencia general del sistema legislativo y judicial a minimizar los castigos aplicados a los delitos ambientales, esto provoca que las penas no sean temidas ni respetadas por los infractores. Esta falencia, además, va acompañada por debilidades en el control y la fiscalización de las faltas. Estas circunstancias provocan que rara vez los delitos sean detectados y penalizados. Todas estas falencias entregan como desafío revisar la normativa actual y promover su mejoramiento considerando lo antes expuesto. La comunidad científica tiene la obligación de acercarse a los legisladores y comunicar la información necesaria que dé sustento a las leyes que rigen los ecosistemas.

Considerar de forma explícita la resolución y la extensión del análisis de los SE permite evaluar el vínculo territorial de cada uno de los actores, tanto en su papel de afectados como de beneficiarios. Un punto conflictivo en el proceso de toma de decisiones, relacionado al vínculo territorial, es la tensión entre lo urbano y lo rural. En varios países, incluida Argentina, muchas de las decisiones relacionadas con el uso y el manejo de los recursos naturales y, por ende, con la provisión de SE, las toman desde los sectores urbanos. En términos históricos, la disociación entre la toma de decisiones y el lugar de ejecución ha sido una de las razones que subyacen a muchos problemas ambientales (Redman 1999). El desafío es fomentar modelos productivos que facilitan la toma de decisiones “in situ” sobre los SE. Tal es el caso de los sistemas de “manejo adaptativo”. Estos esquemas reconocen las incertidumbres y, basados en el mejor conocimiento del sistema, los programas de manejo se diseñan acompañados de pronósticos a corto, mediano y largo plazo que consideran como el sistema responderá a dicho programa de manejo [ver Balvanera et al. (Cap. 2)]. Mediante un monitoreo del comportamiento del sistema, se contrastan los pronósticos, y de no cumplirse, el manejo se ajusta o adapta. De esta manera, con el “manejo adaptativo” se va aprendiendo del sistema conforme se avanza en el programa de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura, D., G. Baldi, P. Durante y M.F. Garbulsky. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 17(3):108-117.
- Arango, N, M. Elfi Chaves y P. Feinsinger. 2002. Guía metodológica para la enseñanza de Ecología en el patio de la escuela. Nueva York, NY. EE.UU. Primera Edición. EEPE, National Audubon Society.
- Burgi, M., A.M. Hersperger y N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change-current and new directions. *Landscape Ecology* 19:857-868.
- Calcagno, A.E. y A.F. Calcagno. 1995. El universo neoliberal: recuento de sus lugares comunes. Alianza Editorial. Buenos Aires. Argentina.
- Carpenter, S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. DeFries R, et al. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc Natl Acad Sci USA* 106:1305-1312.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:309-315.
- COPE. 2005. Evaluación Ambiental Estratégica. Plan estratégico. Buenos Aires 2010. Coordinación del Plan Estratégico del gobierno de la ciudad de Buenos Aires. www.metropolitana.org.ar/archivo/prensa/informes_especiales/eae.pdf (último acceso 21/10/2010).
- Cridland S. y N. Fitzgerald. 2001, *Incidence of extreme climatic events*. National Land and Water Resources Audit Rangelands Project Report, Canberra.
- Fisher, B., R.K. Turner y D.P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Gallo, K., S.H. Lanigan, P. Eldred, S.N. Gordon y C. Moyer. 2005. Northwest Forest Plan - the first 10 years (1994-2003): preliminary assessment of the condition of watersheds. Pp. 133 en: Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-647. Portland, OR. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. EE.UU.
- Garbulsky, M.F. y J.M. Paruelo. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science* 15:711-720.
- Grigera, G., M. Oesterheld y F. Pacín. 2004. Monitoring forage production with MODIS data for farmers' decision making. MODIS Vegetation Workshop II. Montana, 17-19 agosto de 2004.
- INE-SEMARNAT. 2000. El ordenamiento ecológico del territorio. Logros y retos para el desarrollo sustentable 1995-2000, México.

- Kremen, C. 2005. Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8:468-479.
- Lee, N. 1997. Evaluación Ambiental Estratégica aplicada a políticas, planes y programas. En: Lorca, M. e I. Sobrini Sagaseta (eds.). *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*. Editorial Trotta. Serie medio ambiente.
- Luck, G.W., G.C. Daily y P.R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *TREE* 18(7):331-336.
- Maass, J., P. Balvanera, A. Castillo, G. Daily, H. Mooney, et al. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1):17. www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/ES-2004-1219.pdf (último acceso 25/10/2010).
- Myneni R.B., S. Hoffman, Y. Knyazikhin, J.L. Privette, J. Glassy, et al. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 83:214-231.
- Papst, J. 2003. The Unifying Method of the Humanities, Social Sciences and Natural Sciences: The Method of Transdisciplinarity. In: *TRANS. Internet-Zeitschrift für Kulturwissenschaften*. No. 15/2003. www.inst.at/trans/15Nr/01_6/papst_report15.htm (último acceso 25/10/2010).
- Partidario, M. 2003. Course Manual: Strategic Environmental Assessment, current practices, future demands and capacity-building needs. International Association for Impact Assessment. IAIA Training Courses.
- Paruelo, J.M., et al. (enviado). Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del Este de Salta, Argentina. *Ecología Austral*.
- Redman, C. 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. The University of Arizona Press. Pp. 288.
- Robertson, R. (2003). *Glocalización: tiempo-espacio y homogeneidad-heterogeneidad*. Cansancio del Leviatán: problemas políticos de la mundialización. Madrid: Trotta.
- Rodríguez, J.P., T.D. Beard Jr., E.M. Bennett, G.S. Cumming, S. Cork, et al. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1):28. www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/ (último acceso 21/10/2010).
- Scheffer, M., W. Brock y F. Westley. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3:451-471.
- Schonewaldcox, C.M. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38(7):480-486.
- Stoms, D.M. y W.W. Hargrove. 2000. Modeling potential NDVI to monitor environmental stress. *International. Journal of Remote Sensing* 21(2):401-407.
- Valpreda, C., M. Gudiño y M. Villegas de Lillo. 2003. La Evaluación de Impacto Ambiental y el Ordenamiento Territorial. *Sociologia Ruralis* 46(1):61-82. www.cifot.com.ar/proyeccion/admin/index.php?/frontend/fichaArticulo/26 (último acceso 20/10/2010).
- Vanclay, F., P. Howden, L. Mesiti y S. Glyde. 2006. The Social and Intellectual Construction of Farming Styles: Testing Dutch Ideas in Australian Agriculture. *Sociologia Ruralis* 46(1):61-82.
- Volante, J.N., H.P. Paoli, Y. Noé y H.J. Elena. 2005. Análisis de la rotación de cultivos extensivos del noroeste argentino a partir de teledetección y sistemas de información geográfica. Período 2000-2005. Congreso de la asociación española de teledetección. Mar del Plata, 19 al 21 de septiembre de 2007. Disponible en: geointa.inta.gov.ar/node/11/id%3D11 (último acceso 21/10/2010).
- Zhao, M., F.A. Heinsch, R.R. Nemani y S.W. Running. 2005. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global dataset. *Remote Sensing of Environment* 95:164-176.

ÍNDICE DE AUTORES Y FILIACIONES

Abdo, Martín

Subsecretaría de Agricultura Familiar. MINAGRI. Pcia. de Salta. Argentina.

Achinelli, Moira L.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia. de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina. Email: melian10@yahoo.com.

Alcaraz-Segura, Domingo

UAL (Univ. de Almería), Dto. de Biología Vegetal y Ecología. La Cañada de San Urbano, (04120) Almería. España.

Altesor, Alice

UDeLaR (Univ. de la República), Fac. de Ciencias, Inst. de Ecología y Ciencias Ambientales. Uruguay. Email: aaltesor@fcien.edu.uy.

Antón, José M.

UPM (Univ. Politécnica de Madrid), ETSIA (Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos). Madrid. España.

Ávila, Patricia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Baigún, Claudio

IIB-INTECH. Camino de Circunvalación de Laguna, km 6, (7130)Chascomús, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Balvanera, Patricia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México. Email: pbalvane@oikos.unam.mx.

Barral, María P.

Univ. FASTA (Fraternidad de Agrupaciones Santo Tomás de Aquino). Argentina. Email: mpaulabarral@gmail.com.

Barreda, Miguel

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), AER Cruz del Eje, Programa Prohuerta (INTA-MDS). Pcia. de Córdoba. Argentina.

Barth, Iris

Convenio CIM-GTZ/INTA, Coordinación Nac. de Transferencia y Extensión. Argentina.

Beltrán, Javier

The Nature Conservancy. (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Bernardos, Jaime

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580. C.C. 11, (6326)Anguil, Pcia. de La Pampa. Argentina.

Bilenca, David N.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Ecología, Genética y Evolución. Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4^{to} piso. (C1428EHA)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Boasso, Miguel

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), OIT Morillo. Argentina.

Booman, Gisel C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMDP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Caballero, Karina

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Fac. de Economía. México.

Calamari, Noelia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Canavelli, Sonia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Cantero, Alberto

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Caride, Constanza

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía). Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: ccaride@agro.uba.ar.

Carreño, Lorena V.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Ing. Agr. Guillermo Covas. Ruta Nac. 5, km 580, C.C. 11, (6326)Anguil, Pcia. de La Pampa. Argentina.

Castellarini, Fabiana

UNC (Univ. Nac. de Córdoba). IMBIV (Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal). Pcia. de Córdoba. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Castillo, Alicia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Castrillo, Silvana

UNSA (Univ. Nac. de Salta). Pcia. de Salta. Argentina.

Ceballos, Darío

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Delta del Paraná. Río Paraná de la Palmas y Canal Laurentino Comas, 4^{ta} Sección de Islas. (2804)Campana, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Cisneros, José M.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina. Email: jcisneros@ayv.unrc.edu.ar.

Cittadini, Roberto

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria). Coordinador Nac. del Programa Prohuerta (INTA-MDS). Argentina.

Codesido, Mariano

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Ecología, Genética y Evolución. Ciudad Universitaria, Pabellón II, 4^{to} piso. (C1428EHA)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: mcodesido@ege.fcen.uba.ar.

Cristeche, Estela

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IES (Inst. de Economía y Sociología). Argentina.

Dagnino, Laura G.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Gestión Ambiental. Ruta 95, km 1108, (3700)Pres. Roque Sáenz Peña, Pcia. de Chaco. Argentina. Email: ldagnino@saenzpe.inta.gov.ar.

de Prada, Jorge D.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Dto. de Economía Agraria. Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Degioanni, Américo J.

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Easdale, Marcos

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Bariloche. Becario del Grupo de Economía y Sociología Rural. C.C. 277, (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Engler, Patricia L.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. UNER (Univ. Nac. de Entre Ríos), Fac. de Ciencias Agropecuarias. Pcia. de Entre Ríos. Argentina.

Escapa, Mauricio

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Fanjul, Eugenia

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas).

Ferraro, Diego O.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Cátedra de Cereales. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: ferraro@agro.uba.ar.

Flores, Adriana

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Inst. de Ecología, A.C. Apdo. Postal 27-3. Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Galicia, Claudia

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Galindo, Luis M.

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Investigaciones Sociales. México.

Gasparri, N. Ignacio

UNT (Univ. Nac. de Tucumán), Fac. de Ciencias Naturales, Inst. de Ecología Regional. C.C. 34, (4107)Yerba Buena, Pcia. de Tucumán. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Gasparri, Marcelo A.

UNLP (Univ. Nac. de La Plata), Fac. de Ciencias Agrarias y Forestales. La Plata, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Giaccio, Gustavo

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), CEI Barrow. Extensionista del Grupo de Extensión y Desarrollo Rural. Ruta Nac. 3, km 487, (7500)Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Gil, Horacio

UNRC (Univ. Nac. de Río Cuarto), Fac. de Agronomía y Veterinaria. Pcia. de Córdoba. Argentina.

Gobbi, José A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Colonia Benítez. M. Briolini s/n, (3505)Colonia Benítez, Pcia. de Chaco. Argentina. Email: jgobbi@correo.inta.gov.ar.

Goijman, Andrea

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

González Trilla, Gabriela

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Grau, Juan B.

UPM (Univ. Politécnica de Madrid), ETSIA (Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos). Madrid. España.

Grau, H. Ricardo

UNT (Univ. Nac. de Tucumán). Fac. de Ciencias Naturales. Inst. de Ecología Regional. C.C. 34, (4107)Yerba Buena, Pcia. de Tucumán. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: chilograu@gmail.com.

Herrera, Lorena

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: lherrera@mdp.edu.ar.

Iribarne, Oscar O.

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Isacch, Juan P.

UNMdP (Univ. Nac. de Mar del Plata), FCEyN (Fac. de Ciencias Exactas y Naturales), Dto. de Biología. (7600)Mar del Plata, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: jpisacch@mdp.edu.ar.

Jaubertie, Clement

Funcionario del Gobierno de Francia.

Jobbágy, Esteban G.

UNSL (Univ. Nac. de San Luis), IMASL (Inst. de Matemática Aplicada San Luis), GEA (Grupo de Estudios Ambientales). Av. Ejército de los Andes 950, (5700)San Luis, Pcia. de San Luis. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: jobbagy@unsl.edu.ar.

Kandus, Patricia

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: pkandus@unsam.edu.ar.

Kees, Sebastián

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Estación Forestal Pres. de la Plaza, Lote IV, (3536)Colonia Santa Elena, Pcia. de Chaco. Argentina.

Laclau, Pablo

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Balcarce, Dto. de Agronomía. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: placlau@balcarce.inta.gov.ar.

Lara, Antonio

UACH (Univ. Austral de Chile), Fac. de Ciencias Forestales, Inst. de Silvicultura. C.C. 567, Valdivia. Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Chile. Email: antoniolara@uach.cl.

Lattera, Pedro

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMDP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: plattera@balcarce.inta.gov.ar.

Lazos Chavero, Elena

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Investigaciones Sociales. México.

Ligier, Héctor D.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia. de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina.

Lizárraga, Leónidas

APN (Administración de Parques Nacionales). Argentina.

Lottici, María V.

FARN (Fundación Ambiente y Recursos Naturales). Argentina.

Maass, Manuel

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. Postal 27-3. Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Maceira, Néstor O.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Balcarce, Grupo Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Área de Investigación en Agronomía. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Manchado, Juan C.

UNMDP (Univ. Nac. de Mar del Plata), Fac. de Ciencias Agrarias. Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Martínez, Yessica

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Martínez, Lucía

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México). Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Milano, Fernando

UNCPBA (Univ. Nac. del Centro de la Pcia. de Buenos Aires), FCV (Fac. de Ciencias Veterinarias), Área de Recursos Naturales y Sustentabilidad. (7000)Tandil, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Minotti, Priscilla G.

UNSAM (Univ. Nac. de San Martín), 3iA (Inst. de Investigación e Ingeniería Ambiental, LETyE (Lab. de Ecología, Teledetección y Ecoinformática), GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Peatonal Belgrano 3563, Piso 1, (1650)Gral. San Martín, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Morales Poclava, María C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Moricz, Mariana

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Coordinación Nac. de Programa Prohuerta (INTA-MDS). Argentina. Email: mmoricz@correo.inta.gov.ar.

Mosciaro, María J.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Murillo, Natalia

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMDP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Nogués, Andrea

The Nature Conservancy. (8400)San Carlos de Bariloche, Pcia. de Río Negro. Argentina.

Oddi, Jorgelina del Pilar

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. (C1004AAI)San Martín 451, Ciudad de Buenos Aires. Argentina.

Orúe, María E.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Unidad Integrada EEA Balcarce-UNMDP (Univ. Nac. de Mar del Plata). FCA (Fac. de Ciencias Agrarias). C.C. 276, (7620)Balcarce, Pcia. de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: eugeniaorue@yahoo.com.ar.

Paruelo, José M.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: paruelo@agro.uba.ar.

Penna, Julio A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IES (Inst. de Economía y Sociología). Argentina. Email: penna@correo.inta.gov.ar.

Pérez, Natalia

UNC (Univ. Nac. de Córdoba), IMBIV (Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal). CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Perucca, Ruth A.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Corrientes, Grupo Recursos Naturales. Pcia de Corrientes. PNECO 1303: Valoración de los bienes y servicios ecosistémicos para caracterizar vulnerabilidad en áreas ecológicas críticas. Programa Nac. Ecoregiones. Argentina.

Piñeiro, Gervasio

UBA (Univ. de Buenos Aires), FA (Fac. de Agronomía), Dto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. IFEVA (Inst. de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura). LART (Lab. de Análisis Regional y Teledetección). (1417)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Quijas, Sandra

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Quintana, Rubén D.

UBA (Univ. de Buenos Aires), FCEyN (Fac. de Ciencias Agrarias y Naturales). Dto. de Ecología, Genética y Evolución, Lab. de Ecología Regional, GIEH (Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales). Pabellón II, Ciudad Universitaria. (1428)Ciudad de Buenos Aires. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina.

Quispe Merovich, Carina

FARN (Fundación Ambiente y Recursos Naturales). Argentina. Email: cquispe@farn.org.ar.

Ramos, Javier

UNSA (Univ. Nac. de Salta). Pcia. de Salta. Argentina.

Reynolds, Keith

Servicio Forestal de Estados Unidos, Estación Pacífico Noroeste, Corvallis, Oregon. EE.UU.

Rótolo, Gloria C.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Oliveros. Ruta Nac. 11, km 353, (2206)Oliveros, Pcia. de Santa Fe. Argentina. Email: grotolo@correo.inta.gov.ar.

Saldaña, Adriana

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Sánchez, Mabel

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Apdo. postal 27-3, Sta. M. de Guido, Morelia, Michoacán 58090. México.

Sarukhán, José

UNAM (Univ. Nac. Autónoma de México), Inst. de Ecología. México.

Somma, Daniel J.

APN (Administración de Parques Nacionales). INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Delta del Paraná. Río Paraná de la Palmas y Canal Laurentino Comas, 4ta Sección de Islas, (2804) Campana, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: djsomma@yahoo.com.ar.

Thompson, Jeffrey J.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina.

Urrutia, Rocío

UACH (Univ. Austral de Chile), Fac. de Ciencias Forestales, Inst. de Silvicultura. C.C. 567, Valdivia. Núcleo FORECOS y Fundación FORECOS. Chile.

Vera, Mariano

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Sáenz Peña, Área Recursos Naturales. Estación Forestal Pres. de la Plaza, Lote IV, (3536)Colonia Santa Elena, Pcia. de Chaco. Argentina.

Verón, Santiago

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Clima y Agua. N. Repeto y De los Reseros s/n, (1686)Hurlingham. Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: santiago.veron@gmail.com.

Vicente, Guillermo R.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Paraná. Ruta Nac. 11, km 12.5, (3101)Oro Verde, Pcia. de Entre Ríos. UNER (Univ. Nac. de Entre Ríos), Fac. de Ciencias Agropecuarias. Pcia. de Entre Ríos. Argentina. Email: gvicente@parana.inta.gov.ar.

Viglizzo, Ernesto F.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Centro Regional La Pampa, Área de Gestión Ambiental. Av. Spinetto 785, C.C. 302, (6300)Santa Rosa, Pcia. de La Pampa. CONICET (Consejo Nac. de Investigaciones Científicas y Técnicas). Argentina. Email: evigliz@cpenet.com.ar.

Volante, José N.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), EEA Salta, Lab. de Teledetección y SIG, Grupo Recursos Naturales. Ruta Nac. 68, km 172, Cerrillos, Pcia. de Salta. Argentina.

Zaccagnini, María E.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), Inst. de Recursos Biológicos. De los Reseros y Las Cabañas s/n, (1712)Castelar, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. Email: mzaccagnini@cnia.inta.gov.ar.

Zamora, Juan P.

INTA (Inst. Nac. de Tecnología Agropecuaria), IPAF (Inst. de Investigación y Desarrollo para la Pequeña Agricultura Familiar), Región NOA. Argentina.